

KAISA HEIKKINEN, RAIMO IHME JA ESKO LAKSO

## RAVINTEIDEN, ORGAANISTEN AINEIDEN JA RAUDAN PIDÄTTYMISEEN JOHTAVAT PROSESSIT PINTAVALUTUSKENTÄLLÄ

English summary: Processes contributing to the retention of nutrients, organic matter and iron in an overland flow wetland treatment system

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS  
OULUN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI  
Helsinki 1994





193

KAISA HEIKKINEN, RAIMO IHME JA ESKO LAKSO

**RAVINTEIDEN, ORGAANISTEN AINEIDEN JA  
RAUDAN PIDÄTTYMISEEN JOHTAVAT PROSESSIT  
PINTAVALUTUSKENTÄLLÄ**

English summary: Processes contributing to the retention of nutrients, organic matter and iron in an overland flow wetland treatment system

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS  
OULUN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI  
Helsinki 1994

Etukannen kuvat: Joutsensuon pintavalutuskenttä jatko-ojalta kuvattuna.  
Kaasunäytteiden otto denitrifikaation mittauskammiosta 28.6.1992  
Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä.  
Kuvat: Raimo Ihme

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota  
vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:  
Painatuskeskus Oy, PL 516, 00101 Helsinki  
puh. (90) 566 0266/julkaisumyynti

ISBN 951-47-9747-7  
ISSN 0786-9592

Helsinki 1994



Julkaisija

Vesi- ja ympäristöhallitus ja  
Oulun vesi- ja ympäristöpiiri

Julkaisun päivämäärä

Elokuu 1994

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

Kaisa Heikkinen, Raimo Ihme &amp; Esko Lakso

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä  
(Processer som leder till avskiljning av näringsämnen, organiskt material och järn i ytvavrinningsfält)

Julkaisun laji

Tutkimusraportti

Toimeksiantaja

Toimielimen asettamispvm

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Tutkimus on keskeinen osa projektia "Pintavalutus ja suodatus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa", joka aloitettiin vuonna 1990 yhtenä osaprojektina Kauppa- ja teollisuusministeriön käynnistämässä SIHTI-ohjelmassa. Projektin kokonaistavoitteena on määrittää pintavalutuskentille mahdollisimman tarkat suunnittelu-, rakentamis- ja käyttöohjeet sekä arvioida pintavalutuskentän käyttöikä.

Kemiallisella sitoutumisella turpeeseen on tärkeä merkitys  $PO_4$ -P:n pidättymisessä pintavalutuskentille. Myös ammoniumtyypeä sitoutuu kemiallisesti turpeeseen. Tärkein epäorgaanisen typen poistumiin johtava prosessi on kuitenkin denitrifikaatio. Kasvillisuudella on vähäinen merkitys ravinteiden pidättymisessä vuositason tasolla. Humuksella on tärkeä merkitys orgaanisten aineiden, raudan ja fosforin pidättymisessä.

Pintavalutuskentän käyttöikä määräytyy suurelta osin sen perusteella, miten kauan turve voi pidättää ravinteita puhdistettavasta vedestä ja miten tehokkaasti turpeen kyky pidättää ioneja voidaan hyödyntää. Tässä tutkittujen kenttien turve kykenee tutkimuksen aikaisilla kunnostusvaiheen kuormituksilla, ja todennäköisesti myös hieman suuremmilla tuotannon aikaisilla kuormituksilla, pidättämään fosfaattifosforia 10 – 15 vuotta. Nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessin vuoksi turve kyllästyy ammoniumtyypellä todennäköisesti hitaammin kuin fosfaattifosforilla. Kentän pinnalle mahdollisesti vähitellen kerääntyvä lietekeeros voi heikentää veden kontaktia turpeen kanssa ja aiheuttaa vähitellen heikkenevän ravinteiden puhdistustehon.

Asiasanat (avainsanat)

Turvetuotanto, vesiensuojelutekniikka, pintavalutus

Muut tiedot

Sarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja  
– sarja A 193

ISBN

951-47-9747-7

ISSN

0786-9592

Kokonaissivumäärä

81

Kieli

Suomi

Hinta

Luottamuksellisuus

Julkinen

Jakaja

Painatuskeskus Oy  
PL 516, 00101 Helsinki

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus  
PL 250, 00101 Helsinki

## PRESENTATIONSBLAD

## Utgivare

Vatten- och miljöstyrelsen och  
Uleåborg vatten- och miljödistrikt

## Utgivningsdatum

Augusti 1994

## Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)

Kaisa Heikkinen, Raimo Ihme & Esko Lakso

## Publikation (även den finska titeln)

Processer som leder till avskiljning av näringsämnen, organiskt material och järn i ytavrinningsfält  
(Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidätymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä)

## Typ av publikation

Forskningsrapport

## Uppdragsgivare

## Datum för tillsättandet av organet

## Publikationens delar

## Referat

Forskningen intar en central ställning i projektet "Ytavrinning och filtrering vid rening av avrinningsvattnet från torvproduktionsfält". Projektet startade 1990 som ett led i projektet SIHTI, som initierades av handels- och industriministeriet. Projektets övergripande mål är att ta fram så noggranna anvisningar som möjligt för projektering, byggande och drift av ytavrinningsfält och att uppskatta ytavrinningsfältets livslängd.

Den kemiska bindningen till torven spelar en viktig roll vid avskiljningen av  $\text{PO}_4\text{-P}$  i ett ytavrinningsfält. Också ammoniumkväve binds kemiskt till torven. Den viktigaste processen som leder till att det oorganiskt kvävet minskar är dock denitrifikation. Utslaget över hela året är växtligheten av underordnad betydelse för avskiljningen av näringsämnen. Humusen har stor betydelse för avskiljning av organisk substans, järn och fosfor.

Ytavrinningsfältets livslängd bestäms till stor del av hur länge torven kan ta upp näringsämnen ur avrinningsvattnet och hur effektivt torvens förmåga att kvarhålla joner kan utnyttjas. Torven i de undersökta fälten kan avskilja fosfatfosfor i 10 - 15 år vid de belastningar som förekommer under beredningsfasen, vilken undersökningen täckte, och sannolikt också vid de något större belastningarna under produktionen. Tack vare nitrifikation-denitrifikationsprocessen mättas torven troligen långsammare med ammoniumkväve än med fosfatfosfor. Det slamskikt som eventuellt efterhand bildar på ytavrinningsfältets yta kan försämra vattnets kontakt med torven och därigenom småningom försämra reningseffekten.

## Sakord (nyckelord)

Torvproduktion, vattenskyddsteknik, ytavrinning

## Övriga uppgifter

## Seriens namn och nummer

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer  
- serie A 193

## ISBN

951-47-9747-7

## ISSN

0786-9592

## Sidantal

81

## Språk

Finska

## Pris

## Sekretessgrad

Offentlig

## Distribution

Tryckericentralen Ab  
PB 516, 00101 Helsingfors

## Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen  
PB 250, 00101 Helsingfors



## DOCUMENTATION PAGE

*Published by*

National Board of Waters and the Environment, and  
Oulu Water and Environment District

*Date of publication*

August 1994

*Author(s)*

Kaisa Heikkinen, Raimo Ihme & Esko Lakso

*Title of publication*

Processes contributing to the retention of nutrients, organic matter and iron in an overland flow wetland treatment system

*Type of publication*

Research report

*Commissioned by**Parts of publication**Abstract*

This research forms a part of the project "The use of overland flow and filtration for the purification of runoff water from peat mining areas", which was set up in 1990 under the SIHTI programme of the Ministry of Trade and Industry. The aim is to identify as exact planning, construction and maintenance instructions as possible for overland flow areas (OFAs), and to estimate their utilization time.

Sorption on peat has an important role in the annual decreases in  $\text{PO}_4\text{-P}$  in the overland flow areas. Also  $\text{NH}_4\text{-N}$  is adsorbed by peat in the area. Denitrification seems, however, to be the most important process leading to decreases in inorganic N. Nutrient uptake by the vegetation represents only a small annual nutrient sink in an OFA. DOM has an important role in the retention of organic matter, Fe and P.

The service life of an OFA depends largely on the capacity of the peat to remove nutrients from the water, and on the efficiency with which use is made of the peat in the area. The peat in the OFAs studied here can be estimated to sorb  $\text{PO}_4\text{-P}$  for about 10 – 15 years at the loadings and reduction rates recorded during preparation of the peat mining sites, and probably also at the production stage. As a result of nitrification-denitrification reactions the peat will not be saturated by  $\text{NH}_4\text{-N}$  as rapidly as by  $\text{PO}_4\text{-P}$ . The gradual accumulation of sludge on the peat surface may detract from the contact between the water and the peat, and thus lead to poor purification results.

*Keywords*

Peat production, water pollution control, overland flow

*Other information**Series (key title and no.)*

Publications of the Water and Environment  
Administration –series A 193

*ISBN*

951-47-9747-7

*ISSN*

0786-9592

*Pages*

81

*Language*

Finnish

*Price**Confidentiality*

Public

*Distributed by*

Painatuskeskus Oy  
P.O. BOX 516, FIN-00101 Helsinki, Finland

*Publisher*

National Board of Water and the Environment  
P.O. BOX 250, FIN-00101 Helsinki, Finland





## ALKUSANAT

Tutkimusta rahoittivat kauppa- ja teollisuusministeriö, vesi- ja ympäristöhallitus, VTT sekä turvetuottajat.

Fosfaattifosforin pidättymistutkimuksiin ovat osallistuneet professori Helinä Hartikainen, Helsingin yliopiston maanviljelyskemian laitos, ja fil. yo. Anna-Mari Osma, Oulun yliopisto ja denitrifikaatiotutkimuksiin erikoistutkija Pertti Martikainen ja tutkija Hannu Nykänen, Kansanterveyslaitoksen ympäristöhygienian ja toksikologian osasto, ja DI Tero Väisänen, VTT:n rakennuslaboratorio. FL Antti Huttunen, Oulun yliopiston kasvitieteen laitos, osallistui tutkimukseen kasvillisuuden merkityksestä ravinteiden pidättymisessä pintavalutuskentällä. Heille esitämme parhaat kiitoksemme.

Vedenlaatuanalyysit ja AAS-mittaukset tehtiin Oulun yliopiston vesirakennustekniikan laboratoriossa. Orgaaninen hiili määritettiin vuonna 1992 Helsingin yliopiston Lammin biologisella asemalla ja vuonna 1993 Oulun vesi- ja ympäristöpiirin laboratoriossa. Kasvillisuuden biomassat ja ravinnepitoisuudet määritettiin Oulun yliopiston kasvitieteen laitoksella. Myös näiden laboratorioiden henkilökunnalle esitämme lämpimät kiitokset.

Käsikirjoitusvaiheessa arvokkaita kommentteja antoivat myös MMT Pirkko Kortelainen Vesi- ja ympäristöhallituksesta, MML Mika Nieminen Metsäntutkimuslaitokselta ja tutkija Seppo Hellsten VTT yhdyskuntatekniikasta.

Oulussa 3.1.1994

Kaisa Heikkinen

Raimo Ihme

Esko Lakso





# SISÄLLYS

1	JOHDANTO .....	11
2	RAVINTEIDEN PIDÄTTYMINEN .....	11
2.1	Yleisiä periaatteita .....	11
2.2	Fosfori .....	12
2.3	Typpi .....	15
2.4	Tutkimuksen tarkoitus .....	17
2.5	Tutkimusalueet .....	17
2.6	Fosfaattifosforin pidätyminen turpeeseen .....	19
2.6.1	Johdanto .....	19
2.6.2	Aineisto ja menetelmät .....	20
2.6.2.1	Aineisto .....	20
2.6.2.2	Adsorptio-isotermin määrittäminen .....	20
2.6.2.3	Muut määritykset .....	21
2.6.3	Tulokset .....	21
2.6.3.1	Turvenäytteiden ominaisuudet .....	21
2.6.3.2	Adsorptio-isotermit .....	22
2.6.3.3	Fosforin pidätymiseen vaikuttavat turpeen ominaisuudet .....	25
2.6.3.4	Kemiallisen sitoutumisen merkitys fosfaattifosforin pidätymisessä pintavalutuskentillä .....	26
2.6.4	Tulosten tarkastelu .....	28
2.6.5	Johtopäätökset .....	30
2.7	Ammoniumtypen pidätyminen turpeeseen .....	30
2.7.1	Johdanto .....	30
2.7.2	Aineisto ja menetelmät .....	30
2.7.2.1	Aineisto .....	30
2.7.2.2	Kationinvaihtokapasiteetin määrittäminen .....	31
2.7.2.3	Arvio ammoniumtypen kemiallisesta sitoutumisesta .....	31
2.7.2.4	Muut määritykset .....	31
2.7.3	Tulokset .....	32
2.7.3.1	Efektiivinen kationinvaihtokapasiteetti .....	32
2.7.3.2	Ammoniumtypen pidätyminen .....	32
2.7.4	Tulosten tarkastelu .....	35
2.7.5	Johtopäätökset .....	37
2.8	Denitrifikaation merkitys typen poistumisissa .....	37
2.8.1	Johdanto .....	37
2.8.2	Aineisto ja menetelmät .....	38
2.8.2.1	Aineisto .....	38
2.8.2.2	Denitrifikaatio .....	39
2.8.2.3	Muut määritykset .....	39
2.8.3	Tulokset .....	39
2.8.4	Tulosten tarkastelu .....	42
2.8.5	Johtopäätökset .....	44
2.9	Typen ja fosforin pidätyminen kasvillisuuteen .....	44
2.9.1	Johdanto .....	44
2.9.2	Aineisto ja menetelmät .....	45
2.9.3	Tulokset .....	46
2.9.4	Tulosten tarkastelu .....	49
2.9.5	Johtopäätökset .....	52
3	ORGAANISTEN AINEIDEN JA RAUDAN PIDÄTTYMINEN .....	52
3.1	Yleisiä periaatteita .....	52
3.2	Humuksen ja sen kuljettamien aineiden pidätyminen .....	54
3.2.1	Johdanto .....	54
3.2.2	Aineisto ja menetelmät .....	55
3.2.2.1	Aineisto .....	55

3.2.2.2	Geelisuodatus ja vedenlaatuanalyysit . . . . .	55
3.2.3	Tulokset . . . . .	56
3.2.4	Tulosten tarkastelu . . . . .	63
3.2.4.1	Turvetuotantoalueelta huuhtoutuvan humuksen laatu . . . . .	63
3.2.4.2	Humuksen pidättäminen . . . . .	64
3.2.5	Johtopäätökset . . . . .	64
4	<b>PINTAVALUTUSKENTTIEN SUUNNITTELU, KÄYTTÖ JA HOITO . . . . .</b>	<b>65</b>
4.1	Poistumiin johtavien prosessien huomioiminen . . . . .	65
4.2	Riskit kenttien toiminnassa . . . . .	67
4.3	Kentän käyttöikä . . . . .	67
5	<b>YHTEENVETO . . . . .</b>	<b>68</b>
	<b>SUMMARY . . . . .</b>	<b>70</b>
	<b>KIRJALLISUUS . . . . .</b>	<b>72</b>

# 1 JOHDANTO

Pintavalutusmenetelmän käyttö turvetuotannon valumavesien puhdistuksessa on lisääntynyt. Menetelmässä vedet valutetaan ns. pintavalutuskentän yli. Kenttä on rakennettu mahdollisimman luonnontilaiselle suoalueelle siten, että yläpuolisen jakojen kautta virtaavat vedet leviävät kentälle mahdollisimman tasaisesti. Kentän läpi virrannut vesi ohjataan keräilyojilla alapuoliseen laskuojaan. Oikein suunnitellulla pintavalutuskentällä turvesoiden valumavesistä voidaan poistaa kiintoainetta, typpeä, fosforia, rautaa ja orgaanisia aineita (Ihme ym. 1991a, 1991b, Ihme 1994). Yleisesti käytössä oleviin laskeutusaltaisiin verrattuna menetelmän etu on se, että se poistaa vedestä myös epäorgaanista typpeä ja fosforia.

Pintavalutusmenetelmää tutkittiin vuosina 1987 – 1990 projektissa "Turvetuotannon vesiensuojeluteknologian kehittäminen". Tutkimuksessa seurattiin kenttien toimintaa niille johdettujen ja niiltä huuhtoutuvien ainemäärien perusteella. Kentille laadittiin alustavat suunnittelu-, rakentamis- ja käyttöohjeet. Tällöin ei vielä saatu riittävää varmuutta kentän toimintaedellytyksistä ja käyttöiästä, koska eri aineiden pidättymiseen johtavia prosesseja ei tutkittu.

Vuosina 1990 – 1993 toteutettiin projekti "Pintavalutus ja suodatus turvetuotantoaluiden valumavesien puhdistuksessa" yhtenä osaprojektina Kauppa- ja teollisuusministeriön käynnistämässä SIHTI-ohjelmassa. Projektin kokonaistavoitteena on ollut tarkentaa pintavalutuskenttien suunnittelu-, rakentamis- ja käyttöohjeita sekä arvioida kentän käyttöikä. Tähän tavoitteeseen on pyritty tutkimalla tarkemmin kentän hydrologiaa, selvittämällä eri aineiden pidättymiseen johtavia prosesseja ja tarkastelemalla pidättymistä mallin avulla. Tässä esitetään prosessitutkimusten tulokset.

## 2 RAVINTEIDEN PIDÄTTYMINEN

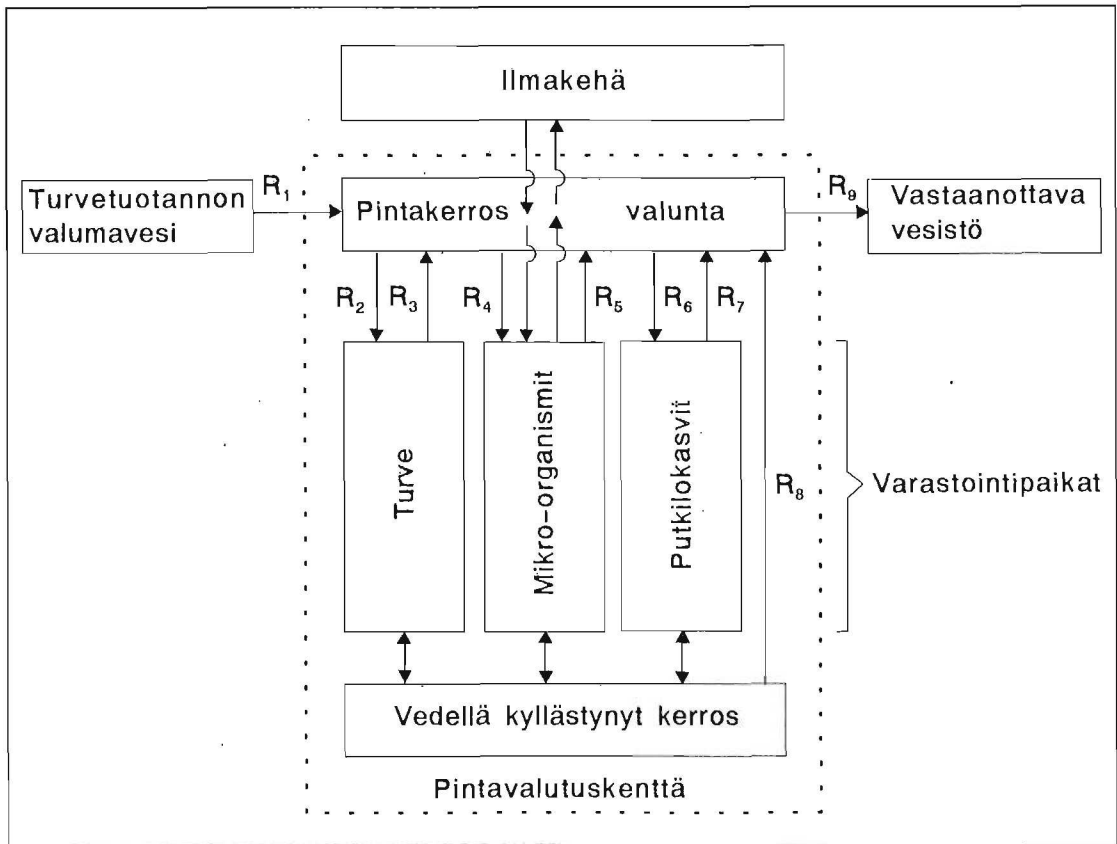
### 2.1 Yleisiä periaatteita

Puhdistettaessa turvetuotannon valumavesiä suon yli valuttamalla ns. pintavalutusmenetelmällä tarkoituksena on saada ravinteita pidättymään pintavalutuskentän suoekosysteemin eri osiin. Jätevesiä vastaavalla menetelmällä puhdistettaessa on havaittu, että tärkeimmät ravinteiden varastointipaikat ovat pintaturve ja kasvillisuus (kuva 1) (Sloey ym. 1978).

Turpeella on keskeinen merkitys ravinteiden pidättäjänä suoalueilla. Prosessit, mitkä johtavat ravinteiden pidättymiseen turpeeseen, ovat biologisia (turpeen mikrobit) ja fysikaalis-kemiallisia. Nämä prosessit ovat suuressa määrin toisistaan riippuvaisia ja niitä onkin monissa soiden ainetasetarkasteluissa käsitelty yhtenä kokonaisuutena. Turpeen spesifinen pinta-ala on suuri ( $> 200 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ ) ja siinä on huokosia 90 – 97 % tilavuudesta (Puustjärvi 1983). Huokoisuutensa vuoksi turpeella on merkitystä myös kiintoaineen ja siihen sitoutuneiden ravinteiden pidättäjänä.

Turpeen mikrobit tarvitsevat ravinteita, joita ne saavat puhdistettavasta turvetuotannon valumavedestä. Ravinteet sitoutuvat mikrobeihin tehokkaimmin lämpimänä vuodenaikana turpeen happipitoisessa pintakerroksessa, jossa mikrobiitiheydet ovat suurimmat ja turpeen hajoaminen voimakkainta (Clymo 1983, Dickinson 1974). Mikrobien kuollessa voi syntyä vaikeasti hajoavia orgaanisia yhdisteitä. Tältä osin sitoutuminen mikrobeihin johtaa ravinteiden pysyvään pidättymiseen.

Pintavalutuskenttää voidaan kuvata eräänlaiseksi turvesuodatinmatoksi, koska suossa vedet virtaavat pääasiassa ylimmissä turvekerroksissa. Jotta ravinteita pidättäisi turpeeseen, puhdistettavan veden on oltava riittävän kauan ja riittävissä määrin kosketuksissa turpeen kanssa (Kadlec 1979, Nichols 1980). Jätevesien heikon puhdistumisen syynä on ollut se, että vesi on virrannut nopeasti suon pinnalla ja on syntynyt oikovirtausuomia. Puhdistustulokseen vaikuttaa myös suolle johdettujen



Kuva 1. Ravinteiden pidättyminen pintavalutuskentällä.

ravinteiden kokonaismäärä, ja huono puhdistustulos onkin usein ollut seurausta liian suuresta jätevesikuormituksesta.

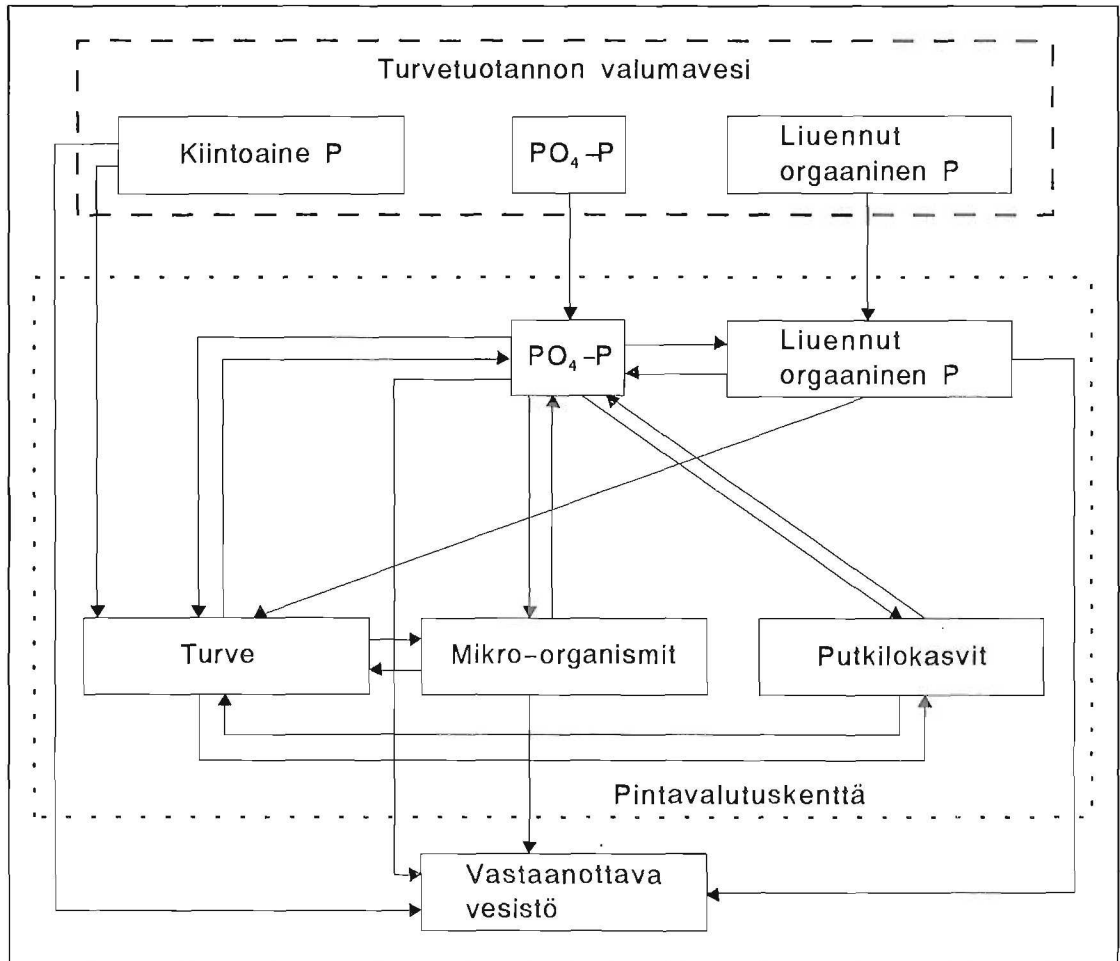
Ravinteita sitoutuu puhdistettavasta vedestä kasveihin sitä mukaa, kun uutta kasvibiomassaa tuotetaan. Edellytyksenä ravinteiden sitoutumiselle kasveihin pintavalutuskentillä on se, että alueen kasvibiomassa lisääntyy. Kasvillisuuteen pidättyneitä ravinteita voidaan pyrkiä poistamaan pintavalutuskentiltä kasvillisuutta korjaamalla. Toimenpiteen merkitys on useimmiten kuitenkin osoittautunut vähäiseksi (Sloey ym. 1978). Ravinteiden sitoutuminen kasvillisuuteen rajoittuu kasvukauden. Suuri osa kasvien kasvukauden aikana pidättämistä ravinteista vapautuu kasvukauden loputtua uudelleen suoveteen (Spangler ym. 1976). Kasvukauden aikana karikkeen hajotessa vapautuvat ravinteet käytetään luonnon soissa yleensä nopeasti uudelleen (Clymo 1983). Ravinteiden kasvukaudenaikaisella pidättymisellä voi olla tärkeä merkitys vesiensuojelun kannalta, koska rehevöitymisen aiheuttamat haitat kuormituksen vastaanottavissa vesistöissä ovat tällöin yleensä suurimmat (Adamus ja Stockwell 1983). Nicholisin (1980) mukaan suohon pidättyy luontaisesti kasvien kautta vain se osa ravinteita, mikä on sitoutunut uuteen turpeeseen. Suokasvit voivat myös varastoida ravinteita maavarsiin (Sloey et al. 1978). Tämä on verraten pysyvä ravinteiden pidättymismekanismi, mutta voi myös vähentää kasvien ravinteiden ottoa ulkopuolelta (Dickinson 1983).

## 2.2 Fosfori

Pintavalutuskentät poistavat turvetuotannon valumavedestä verraten tehokkaasti fosforia (Ihme ym. 1991, Ihme 1994). Eräällä pintavalutuskentällä kokonaisfosforipoistumat olivat keskimäärin 46 – 66 % ja fosfaattifosforipoistumat keskimäärin 42 – 64 %. Myös asutuksen jätevesiä puhdistettaessa soiden yli valuttamalla on fosforin osalta saatu hyviä tuloksia (Surakka ja Kämppi 1971, Burke 1975, Hartland-Rowe ja

Wright 1975, Tilton ja Kadlec 1979, Kadlec ja Hammer 1988). Toisaalta on myös esitetty tuloksia, joiden mukaan suot eivät juurikaan pidätä fosfaattifosforia (Gehrels ja Mulamootil 1989). Useissa yhteyksissä on todettu tarve tutkia fosforin pidättymiseen johtavia prosesseja (Richardson ym. 1978) ja suoekosysteemin kykyä pidättää pitkällä aikavälillä ravinteita puhdistettavasta vedestä (Nichols 1983).

Pintavalutusmenetelmässä fosforia poistuu turvetuotannon valumavedestä biologisesti sitoutumalla turpeen mikrobeihin ja kasvillisuuteen, sitoutumalla kemiallisesti turpeeseen, kentälle sedimentoituvan ja suodattuvan kiintoaineen mukana ja kentälle pidätyvien humusaineiden mukana (kuva 2). Turvetuotannon valumavedessä fosfori esiintyy kolmessa muodossa: partikkelimaisena orgaanisena fosforina, liukoisa orgaanisena fosforina ja fosfaattifosforina.



Kuva 2. Fosforin pidättyminen pintavalutuskentälle.

Turpeeseen tapahtuva sorptio on arvioitu tärkeimmäksi syyksi fosfaattifosforin poistumalle puhdistettaessa asutuksen jätevesiä suoalueiden yli valuttamalla (Nichols 1980, Hammer ja Kadlec 1980, Adamus ja Stockwell 1983, Bastian ja Benforado 1988). Turpeeseen kemiallisesti ja biologisesti pidättyvää fosforia on vaikea erottaa toisistaan, ja niitä onkin useimmissa tutkimuksissa tarkasteltu yhtenä kokonaisuutena (Spangler et al. 1977). Fosforin sitoutumiseen vaikuttavia tekijöitä ei vielä tunneta kovin hyvin.

Turpeen mikrobit sitovat fosforia tehokkaimmin happipitoisessa ympäristössä (Karimo 1966), esimerkiksi pintavalutuskentillä turpeen pintakerroksessa. Mikrobiologisten prosessien merkitys fosfaattifosforin pidätyksessä turpeeseen on eräissä asutuksen jätevesien tutkimuksissa arvioitu fysikaalis-kemiallisen pidätyksen merkitystä



suuremmaksi (Farnham ja Brown 1972, Rock ym. 1984). Richardsonin ja Nicholisin (1985) mukaan turpeen mikrobeilla ei kuitenkaan pitkällä aikavälillä ole merkittävää osuutta fosforin sitoutumisessa turpeeseen, koska niiden fosforintarve tulee verraten pian tyydytetyksi. Veden nosto pintavalutuskentälle todennäköisesti vähentää mikrobien osuutta fosforin sitojana.

Osa turvetuotannon valumavesien fosfaattifosforista pidättyy pintavalutuskenttien kasvillisuuteen. Fosfori on Pohjois-Euroopan suoalueilla usein pääasiallinen tuotantoa rajoittava tekijä (Heilman 1968; Mitsch ja Gosselink 1986). Osa kasvien sitomasta fosfaattifosforista jää pintavalutuskentille muodostuvaan uuteen turpeeseen. Pintavalutuskentän kasvillisuus voi pidättää huomattavia määriä fosfaattifosforia kasvukauden aikana, mutta kasvillisuuden kuoltua suuri osa fosforista vapautuu uudelleen suoveteen (Spangler ym. 1976, Nichols 1980). Fosfaattifosforia voi myös vapautua suoveteen, kun turve jäätyy ja sulaa (Säbo 1969). Kasvillisuus toimii täten vain lyhytaikaisena fosforin pidättäjänä ellei kasvibiomassaa korjata pois pintavalutuskentältä. Eräillä Pohjois-Amerikan luhdilla on arvioitu, että kasvillisuuden korjaamisellakin voidaan poistaa suohon jätevedestä pidättynyttä fosforia enintään noin 15 - 20 % (Spangler ym. 1977, Sloey ym. 1978). Kun otettiin huomioon, että kasvillisuutta ei voida niittää säännöllisesti, arvioitiin, että toimenpide poistaa fosforia vähemmän kuin 10 % (ehkä alle 5 %) suoalueelle pidättyneestä fosforista vuodessa. Puhdistettaessa jätevesiä rahkarämeeseen imeyttämällä arvioitiin kasvillisuuteen pidättyvän 12 % jäteveden fosforista (Surakka ja Kämppi 1971). Eräällä lannoitetulla minerotrofisella soilla Michiganissa havaittiin, että mikrobien ja kasvillisuuden merkitys fosfaattifosforin pidättäjänä oli alunperin suuri, mutta niiden fosforintarve tuli tyydytetyksi muutamassa vuodessa (Richardson 1985). Siten fosfaattifosforin pitkän aikavälin pidättyminen on riippuvainen pidättymisestä kemiallisesti turpeeseen.

Itse turveaineksen kyky sitoa fosfaattifosforia on heikko, mikä aiheutuu humusaineiden negatiivisesta varauksesta. Orgaanisten maiden kyky pidättää fosforia vaihtelee kuitenkin voimakkaasti. Niissä runsaina esiintyvien humusaineiden tiedetään sitovan fosfaattia metallien välityksellä (Sinha 1971). Fosforia sitoutuu turpeeseen sitä enemmän, mitä enemmän turpeessa on alumiinia, rautaa ja kalsiumia (Kaila 1959, Larsen ym. 1959, Larsen 1967, Levesque ja Schnitzer 1967, Farnham ja Brown 1972, Nichols ja Boelter 1982, Richardson 1985, James ym. 1992). Turpeen raudan, alumiinin ja kalsiumin pitoisuus on suurempi minerotrofisilla soilla kuin ombrotrofisilla soilla (Clymo 1983). Siten minerotrofinen suo voisi pidättää jätevedestä enemmän fosforia kuin ombrotrofinen suo, minkä turpeessa näitä aineita on vähemmän (Nichols 1980). Raudan, alumiinin ja kalsiumin välityksellä turpeeseen aerobisissa oloissa sitoutunut fosfaattifosfori on vaikeasti kasvien käytettävissä (Mitsch ja Gosselink 1986).

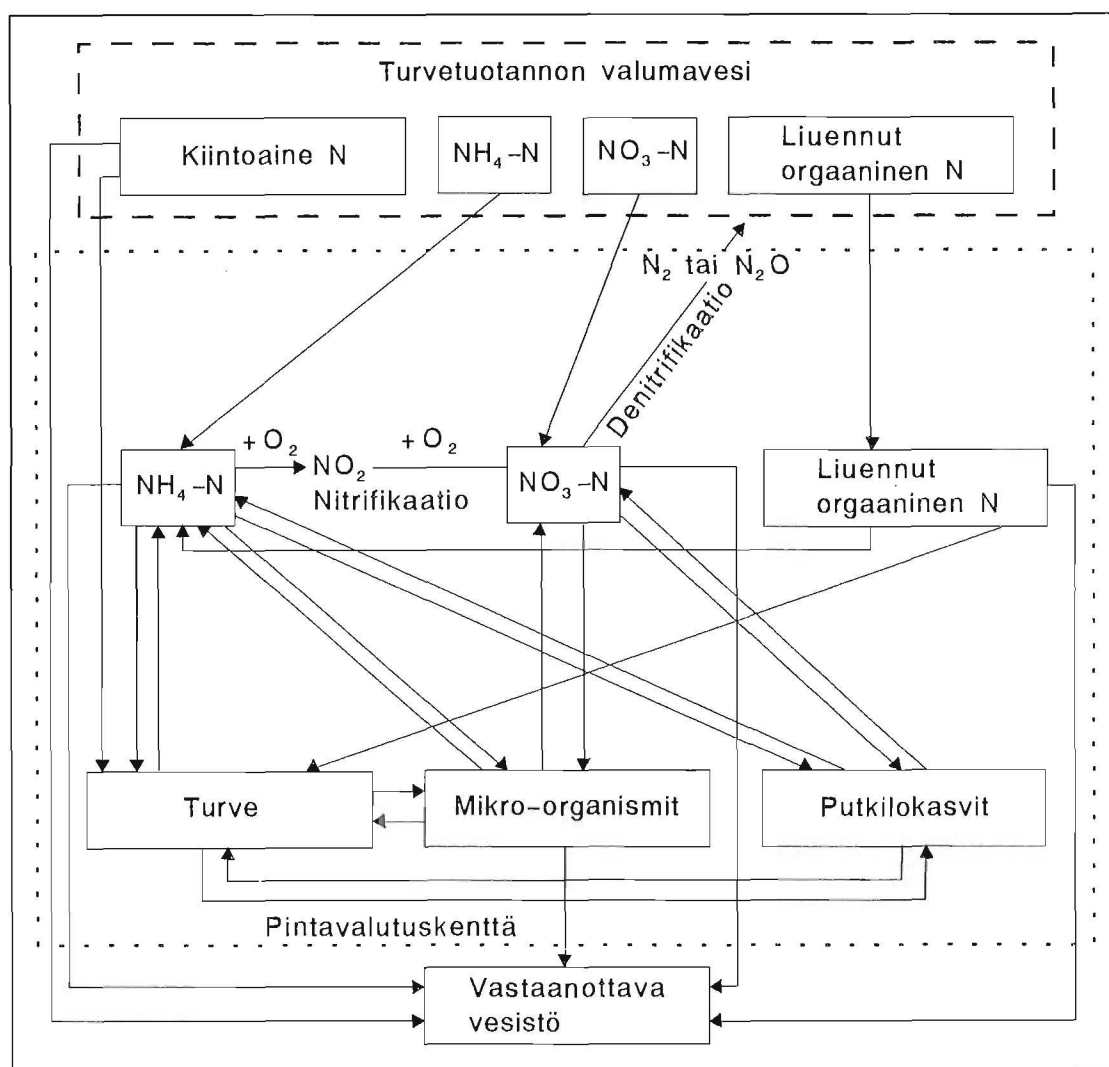
Fosfaattifosfori sitoutuu turpeeseen kemiallisesti tehokkaimmin aerobisissa olosuhteissa (Syers ym. 1973, Farnham 1974, Stanlick 1976, Mitsch ja Gosselink 1986), pääasiassa hapellisessa pintakerroksessa. Pintaturpeen happitilanne kentillä on parhaimmillaan kesän kuivina kausina. Veden johtaminen pintavalutuskentälle aiheuttaa pinnan alaisiin turvekerroksiin anaerobiset olosuhteet, jolloin turpeeseen sitoutunutta fosfaattia vapautuu takaisin suoveteen (Patrick ja Khalid 1974, Mitsch ja Gosselink 1986). Fosfaattifosforin liukenemiseen vaikuttavat mm. raudan hapetus-pelkistysasteen muutokset (Richardson ja Nichols 1985). Ferriraudan muodostamien yhdisteiden pelkistyessä hapettomassa ympäristössä liukoiksi ferroyhdisteiksi vapautuu veteen ferrifosfaatteihin sitoutunutta fosforia. Fosforitasapainon kvantitatiiviset tutkimukset veden peittämissä maissa on todettu monimutkaisiksi (Ponnamperuma 1972).

Osa turvetuotannon valumavesien kokonaisfosforista pidättyy pintavalutuskentillä kiintoaineen sedimentoitumisen ja suodattumisen tuloksena (Ihme 1994). Liukoista orgaanista fosforia pidättyy myös humuksen mukana. Useissa tutkimuksissa on havaittu, että osa ruskeiden vesien fosforista on sitoutunut humusaineisiin (Jackson ja Schindler 1975, Jones ym. 1988). Fosforia sitoutuu erityisesti suurimolekyyllipainoisiin, rautapitoisiin humusmolekyyliin.

## 2.3 Typpi

Pintavalutuskentät poistavat turvetuotannon valumavedestä typpeä verraten tehokkaasti (Ihme ym. 1991, Ihme 1994). Eräällä pintavalutuskentällä kokonaistyyppi-poistuma oli neljän vuoden aikana keskimäärin 34–71 %, epäorgaanisen typen kokonaispoistuma 58 – 70 %, ammoniumtyppi-poistuma 62 – 90 % ja nitraattityppi-poistuma 20 – 53 %. Puhdistustulokset ovat olleet hyviä myös puhdistettaessa asutuksen jätevesiä soiden yli valuttamalla (Surakka ja Kämppi 1971, Hartland-Rowe ja Wright 1975, Burke 1975, Boyt ym. 1977, Tilton ja Kadlec 1979, Kadlec ja Hammer 1988). Prosesseja, mitkä johtavat tyyppi-yhdisteiden pidättymiseen soilla, ei vielä tarkasti tunneta.

Pintavalutusmenetelmässä typpeä poistuu turvetuotannon valumavedestä denitrifikaatiolla, sitoutumalla mikrobeihin, turpeeseen ja kasvillisuuteen, sedimentoituvan ja suodattuvan kiintoaineen mukana ja kentälle pidättyvien humusaineiden mukana (kuva 3). Soissa suurin osa typen olomuotojen muutoksista tapahtuu turpeen aerobisessa pintakerroksessa ja välittömästi sen alla olevassa vyöhykkeessä (Sikora ja Keeney 1983).



Kuva 3. Typen pidättyminen pintavalutuskentälle.

Biologisen denitrifikaation merkitys soiden typen kierrossa on suuri. Bartlett ym. (1979) arvioivat laboratoriokokeiden perusteella, että vähintään 90 % suolle tulevasta nitraattitypestä voisi poistua denitrifikaation kautta ilmakehään. Puhdistettaessa asutuksen jätevesiä soiden yli valuttamalla on arvioitu, että suurin osa epäorgaanisen

typen poistumasta johtuu denitrifikaatiosta (Nichols 1980, 1983, Adamus ja Stockwell 1983). Tyypeä arvioitu poistuvan denitrifikaatiolla USA:n soilla jopa 3,5 kg N ha<sup>-1</sup> päivässä (Sloey ym. 1978).

Biologinen denitrifikaatio käynnistyy hapettomassa turpeessa, alle 338 mV:n redokspotentialissa (Broadbent ja Clark 1965, Patric 1960). Typpikaasun ohella denitrifikaatio tuottaa myös typpioksiduulia N<sub>2</sub>O (Firestore ja Tiedje 1979). Prosessin nopeus riippuu lämpötilasta ja pH:sta (Lance 1972, Bartlett ym. 1979, Reddy ym. 1980). Se on hidasta pH-alueella < 5,5 ja alle 10 °C:n lämpötilassa. Sen merkitys typen poistossa onkin suurin lämpimänä vuodenaikana. Reaktion lähtöaineena on nitraatti, minkä muodostuminen vaatii happea (Kadlec 1979). Minerotrofisilla soilla pH ei rajoita nitrifikaatiota, koska nitraatin muodostumista on havaittu maassa, minkä pH on 4,0 (Rock ym. 1984). Denitrifikaatiota voi tapahtua myös turpeen hapellisessa pintakerroksessa, missä on paikoitellen hapettomia mikroympäristöjä (Tiedje ym. 1984). Denitrifikaatiobakteerit tarvitsevat myös helposti hajoavia orgaanisia yhdisteitä (Nichols 1980), joiden lähteitä soissa ovat hajoava kasvimateriaali ja suokasvien eritteet.

Pääasiallisesti denitrifikaatiosta aiheutuu se, että puhdistettaessa asutuksen jätevesiä soiden yli valuttamalla typen poistumisen tehokkuus ei ole vähentynyt ajan funktiona tietyllä kuormitusnopeudella niin nopeasti kuin esimerkiksi fosforilla (Nichols 1980). Nopeasti heikentyneen typen reduktion kuormituksen kasvaessa onkin usein arveltu johtuvan pääasiassa tekijöistä, mitkä rajoittavat nitrifikaation ja denitrifikaation nopeutta.

Kemiallisessa denitrifikaatiossa nitriitti hajoaa tai reagoi maan orgaanisen aineen kanssa niin, että vapautuu tyypeä (Lance 1972). Useimpien tutkimusten mukaan sitä tapahtuu pH-alueella < 5,5, joten sillä on merkitystä happamilla soilla. Prosessista on olemassa tietoa verraten vähän.

Monet mikro-organismit (sienet ja bakteerit) sitovat ammonium- ja nitraattityppeä ja voivat käyttää hyväkseen myös orgaanisia typpiyhdisteitä (Brooks ja Zibilskie 1983). Näitä mikro-organismeja on runsaasti varsinkin aerobisessa turpeessa (Lance 1972). Turvesuodattimilla asutuksen jätevesiä puhdistettaessa on arvioitu, että 5 – 10 % jäteveden tuestä voisi sitoutua mikrobeihin (Lance 1972). Mikrobeihin sitoutunut typpi on usein vaikeasti hajoavaa, ja tältä osin typen pidätyminen lieenee melko pysyvää. Richardsonin ja Nicholsin (1985) mukaan turpeen mikrobeilla ei kuitenkaan pitkällä aikavälillä ole merkittävää osuutta typen poistumisesta, koska mikrobien typen tarve tulee verraten pian tyydytetyksi. Veden nosto pintavalutuskentälle todennäköisesti vähentää mikrobien merkitystä typen pidätyksessä.

Osa turvetuotannon valumavesien ammonium- ja nitraattitypestä pidättyy pintavalutuskenttien kasvillisuuteen. Happamilla ja kosteilla mailla kasvavat kasvit käyttävät mieluummin ammonium- kuin nitraattityppeä. Osa kasvien sitomasta tuestä jää pintavalutuskentille muodostuvaan uuteen turpeeseen. Suokasvillisuus voi pidättää huomattavia määriä epäorgaanista tyypeä kasvukauden aikana, mutta kasvillisuuden kuoltua suuri osa tuestä vapautuu uudelleen suoveteen (Spangler ym. 1976, Nichols 1980). Kasvillisuus toimii täten vain lyhytaikaisena typen pidättäjänä ellei kasvi-biomassaa korjata pois pintavalutuskentältä. Kasvillisuuden hajotessa uudelleen suoveteen joutuva typpi huuhtoutuu alueelta helpommin kuin fosfori. Useissa tutkimuksissa, missä asutuksen jätevesiä on puhdistettu suon yli valuttamalla, on arveltu kasvillisuuteen kasvukauden aikana pidätyneen ravinnemäärän selittävän noin 10 – 20 % typen poistumasta (mm. Guntenspergen ym. 1980). Nämä tutkimukset on tehty soilla, missä putkilokasvillisuus on rehevämpää, ilmasto lämpimämpi ja kasvukausi pitempi kuin meikäläisillä soilla. Kasvillisuuden osuus ravinteiden pidättäjänä voi Suomen soilla olla edellä esitettyä arviota pienempi. Coulson ja Butterfield (1978) osoittivat, että ammonium-, nitraatti- ja superfosfaattilannoitus voivat lisätä suokasvien typpi- ja fosforipitoisuutta 10 – 30 %. Kasvien typpipitoisuuden lisääntyminen lisää kuitenkin myös niiden hajoamisnopeutta.

Ammoniumionien adsorptio turpeeseen on yksi merkittävä epäorgaanisen typen pidättymisprosessi pohjoisilla suoalueilla (Bastian ja Benforado 1988). Suurin osa suoveteen liuenneesta tyyestä esiintyy  $\text{NH}_4^+$ -ionina pH:ssa 7 tai sen alapuolella (Lance 1972). Turvetuotannon valumavesien  $\text{NH}_4^+$ -ionit voivat pidättäytyä turpeen negatiivisesti varautuneiden orgaanisten kolloidien pinnoille. Turpeen kyky pidättää  $\text{NH}_4^+$ -ioneja on rajallinen. Sitä voidaan arvioida, kun turpeen kationinvaihtokapasiteetti tunnetaan (Lance 1972).  $\text{NH}_4^+$ -ionien kanssa sitoutumisaikoista kilpailevat pääasiassa  $\text{Ca}^{2+}$ - ja  $\text{Mg}^{2+}$ -ionit (Lance 1972).

Turpeeseen sitoutunut  $\text{NH}_4^+$  voi vapautua ioninvaihtoreaktioissa suoveteen ja kasvien sekä mikrobien käyttöön. Sitä voi myös poistua pintavalutuskentältä nitrifikaatio-denitrifikaatioreaktioiden tuloksena (Lance 1972, Bowden 1987). Lancen (1972) mukaan  $\text{NH}_4^+$  sitoutuu pysyvästi turpeeseen vain hapettomassa ympäristössä. Turpeen kyllästyminen  $\text{NH}_4^+$ -ioneilla on monissa tutkimuksissa arvioitu yhdeksi syyksi typen poistotehokkuuden laskuun asutuksen jätevesiä puhdistettaessa (Nichols 1980).

Myös ammoniakkia voi pidättäytyä turpeeseen erityisesti emäksisessä ympäristössä (Broadbent ym. 1960, Lance 1972). Tyyettä voi poistua myös ammoniakkin haihtumisen seurauksena. Näiden prosessien merkitys lienee varsin vähäinen Suomen soilla, joiden turpeen pH on useimmiten alle 7.

Tyyettä pidättyy pintavalutuskentillä myös kiintoaineen sedimentoitumisen ja suodattumisen tuloksena. Liuennutta orgaanista tyyettä poistuu vedestä humusaineiden pidättäytymällä kentälle.

## 2.4 Tutkimuksen tarkoitus

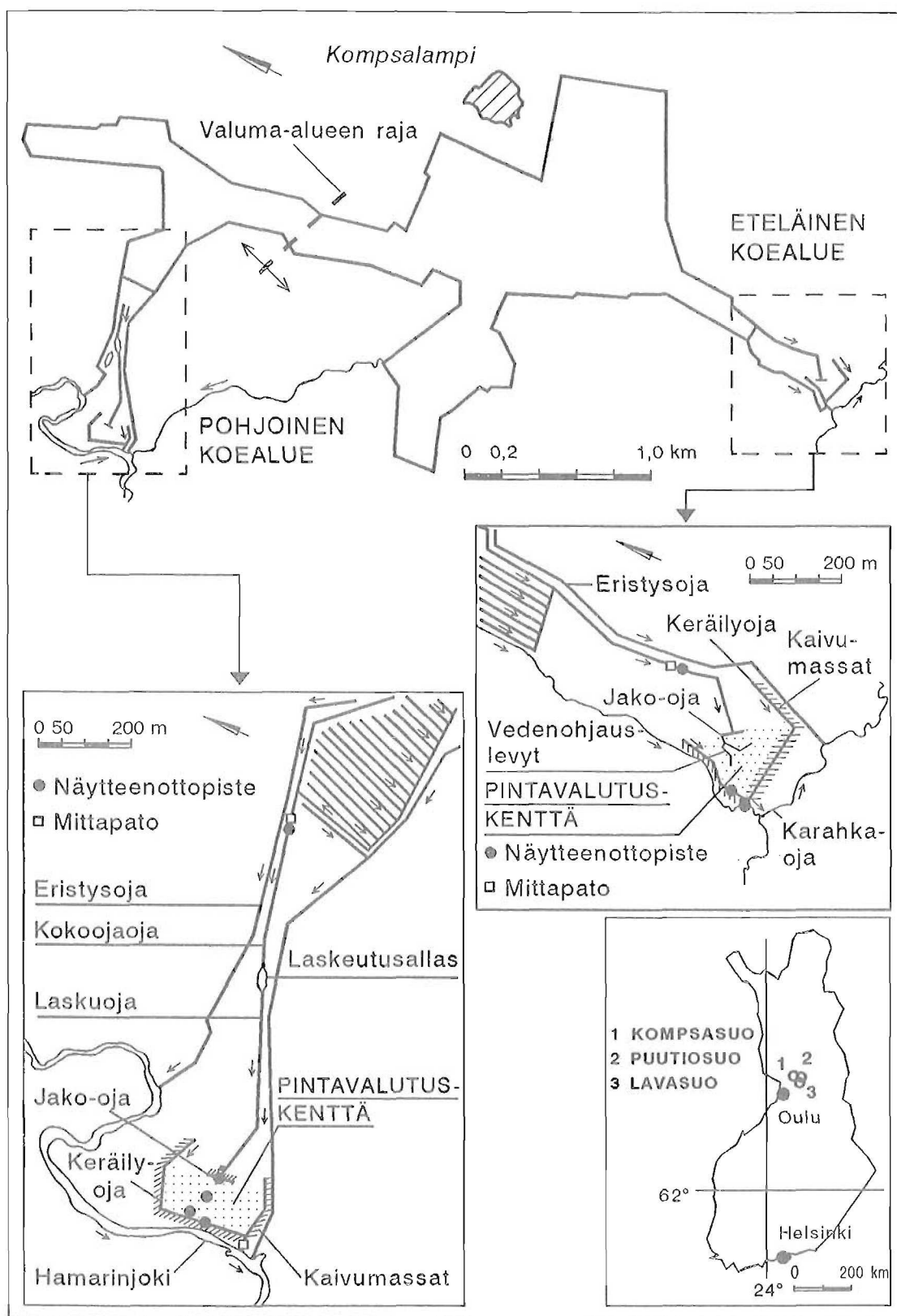
Tutkimuksen tavoitteena oli arvioida pintavalutusmenetelmän tehokkuutta ja käyttöikä fosforin ja typen pidättäjänä turvetuotannon valumavesistä.

Tutkimuksessa selvitettiin tärkeimpien pidättymiseen johtavien prosessien merkitystä pintavalutuskenttien fosforin ja typen poistumisissa. Tutkittavia prosesseja olivat turpeen kyky pidättää kemiallisesti fosfaattifosforia (kohta 2.6) ja ammoniumtyyettä (kohta 2.7), fosforin ja typen sitoutuminen kasvillisuuteen (kohta 2.9), denitrifikaatio (kohta 2.8) ja fosforin pidättäminen humusaineiden mukana (kohta 3.2).

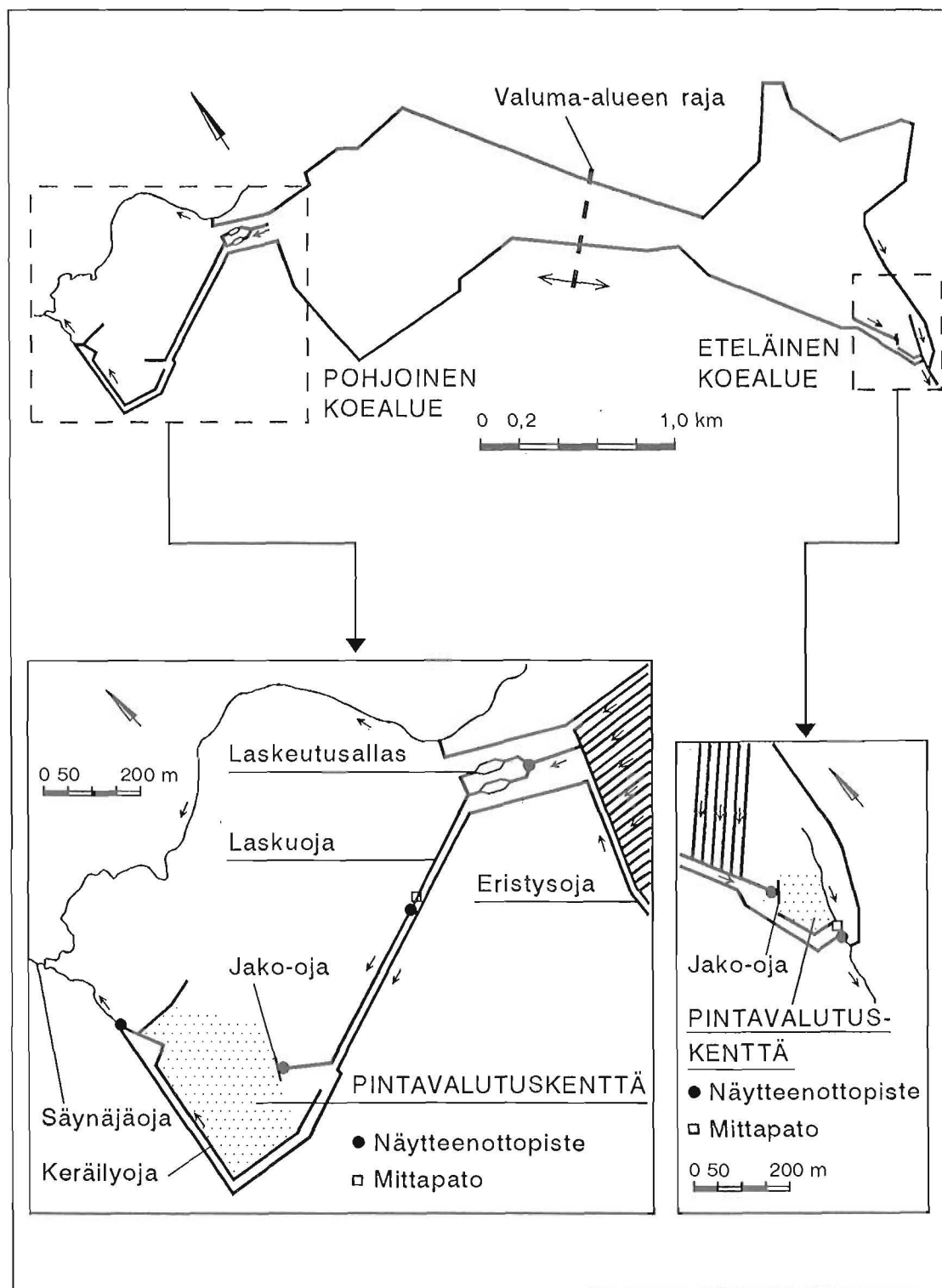
## 2.5 Tutkimusalueet

Tutkimuskohteet sijaitsevat Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä Pohjois-Suomessa Kompsa-, Puutio- ja Lavasuolla (kuvat 4 ja 5). Kompsasuo on kunnostettu turvetuotantoa varten vuosina 1986 – 1989 ja siltä on nostettu palaturvetta kesällä 1989 ja 1991. Puutiosuo on kunnostettu vuosina 1987 – 1991 ja se oli koko tutkimuksen ajan kunnostusvaiheessa. Lavasuo oli tutkimuksen aikana luonnontilassa.

Turvetuotantoalueiden pohjoisosista valuvat vedet puhdistetaan laskeutusaltailla ja pintavalutuskentillä (Ihme ym. 1991, Ihme 1994). Pohjoisosien pintavalutuskenttien pinta-alat ovat Kompsasuolla 2,4 ha ja Puutiosuolla 10 ha, mitkä ovat 4,8 % ja 8,5 % yläpuolisesta valuma-alueesta. Eteläosien pintavalutuskenttien vastaavat luvut ovat 1,9 ha (1,5 %) ja 1,4 ha (1,4 %). Kentät ovat olleet käytössä Kompsasuolla 6, Puutiosuon pohjoisosassa 3 ja Puutiosuon eteläosassa 5 vuotta. Kompsasuon pohjoisen kentän pintakerrokset ovat raatesararahka- ja syvempänä rahkaturvetta, eteläosassa sara- rahka- ja syvempänä rahkasara- ja saraturvetta. Puutiosuon pohjoinen kenttä muodostuu karhunsammalrahka- ja eteläinen kenttä tupasvillarahkaturpeesta. Pinta- valutuskentät on kuvattu tarkemmin erillisissä julkaisuissa (Ihme ym. 1991, Ihme 1994).



Kuva 4. Tutkimuskohteiden sijainti sekä pintavalutuskentät, laskeutusallas ja mittapadot Kompsasuon turvetuotantoalueella.



Kuva 5. Puutiosuon pintavalutuskenttien, laskeutusaltaan ja mittapatojen sijainti.

## 2.6 Fosfaattifosforin pidättyminen turpeeseen

### 2.6.1 Johdanto

Turpeen kykyä sitoa kemiallisesti fosfaattifosforia voidaan tutkia laboratorio-olosuhteissa adsorptio-isotermien avulla. Niiden määrittäminen on yksi nopeimpia tapoja ennustaa fosfaattifosforin pidättymistä pintavalutuskentällä. Adsorptio-isotermissä esitetään turpeeseen pidättynyt fosforimäärä kokeen aikana saavutetun liuoksen



fosfaattifosforipitoisuuden (ns. tasapainokonsentraatio) funktiona. Kun adsorptio-isotermin avulla määritettyä kentän fosfaattifosforin pidätyskykyä verrataan kentällä havaittuihin poistumiin, saadaan kuva kemiallisen pidättymisen merkityksestä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli arvioida, mikä merkitys turpeeseen tapahtuvalla sorptiolla on fosfaattifosforin poistumisissa kahdella pintavalutuskentällä. Myös turpeen laadun vaikutusta fosfaattifosforin sorptiokykyyn selvitettiin. Näin pyrittiin saamaan selville se, voidaanko tietyillä turpeen ominaisuuksilla ennustaa uuden pintavalutuskentän turpeen kykyä pidättää fosfaattifosforia.

## 2.6.2 Aineisto ja menetelmät

### 2.6.2.1 Aineisto

Tutkimusalueina olivat Kompsa-, Puutio- ja Lavasuo (kuvat 4 ja 5). Kompsasuolla turvenäytteet otettiin 6.9.1991 ja 7.9.1992 sekä pohjoisen pintavalutuskentän keskiosasta että kentän ulkopuoliselta vertailualueelta. Lisäksi turvenäytteet otettiin 17.9. 1992 Puutiosuon pohjoiselta pintavalutuskentältä ja sen ulkopuoliselta vertailualueelta, Lavasuon luoteisosasta sekä Kompsasuon eteläisen pintavalutuskentän ulkopuolelta. Kustakin havaintopaikasta näytteet otettiin 0–5 cm:n, 5–15 cm:n ja 15–25 cm:n syvyydeltä.

Tässä tutkimuksessa on lisäksi käytetty tietoja fosfaattifosforikuormituksista ja poistumista Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä vuosina 1987 – 1992 ja Puutiosuon pohjoisella pintavalutuskentällä vuosina 1990 – 1992. Tulokset näiltä osin esitetään tarkemmin julkaisuissa Ihme ym. (1991) ja Ihme (1994). Myös Kompsasuon pohjoisen pintavalutuskentän pinnalla virtaavan ns. suotoveden fosfaattifosforipitoisuuksia mitattiin vuosina 1987 – 1992. Veden fosfaattifosforipitoisuuksia mitattiin kentän eri osissa ja eri turvekerroksissa kesä–heinäkuun vaihteessa ja syyskuun alussa 1992.

### 2.6.2.2 Adsorptio-isotermin määrittäminen

Hapolla pestyihin sentrifugiputkiin punnittiin noin 3 – 6 g kostea turvetta (2 rinnakaisnäytettä). Putkiin lisättiin  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ -liuosta, jonka P-pitoisuus vaihteli 0,1 – 8  $\text{mg l}^{-1}$ . Suljettuja sentrifugiputkia sekoitettiin ravistelijassa 1 tunti. Putkien annettiin seisoa seuraavaan aamuun noin 23 tuntia ja ravisteltiin uudelleen käsin kääntelemällä noin 10 minuuttia. Tämän jälkeen putkia sentrifugoitiin ja niiden sisältö suodatettiin Whatman GF/C lasikuitusuodatinpaperilla (1,2  $\mu\text{m}$ ) ja Nuclepore suodatinpaperilla (0,2  $\mu\text{m}$ ). Suodosten fosfaattifosforipitoisuus (ns. tasapainokonsentraatio) mitattiin vesi- ja ympäristöhallituksessa käytössä olevalla askorbiinihappomenetelmällä (Vesihallitus 1981). Kaikki liuoksesta käsittelyn aikana hävinnyt fosfaattifosfori oletettiin pidättyneeksi turpeeseen.

Adsorptio-isotermien määrittäminen perustuu yksinkertaiseen yhtälöön, joka on alunperin kehitetty kuvaamaan ideaalikaasujen adsorptiota kiinteän, homogeenisen aineen pinnalle. Reaktiota kuvaa yhtälö  $q = f(c)$ , missä  $q$  on adsorboituneen aineen määrä ja  $c$  aineen tasapainoliuoksen konsentraatio. Aineiden adsorptiotasapainon arvioimiseksi on em. yhtälön pohjalta kehitetty kvantitatiivisia malleja, joista fosforin adsorptiotutkimuksissa käytetyimpiä ovat Freudlichin ja Langmuringin tasapainoyhtälöt.

Adsorptio-isotermeistä määritettiin fosfaattifosforin pidättymisen teoreettinen maksimi ja pidättymisen voimakkuus Langmuringin mallilla. Malli voidaan muuntaa yleisestä muodosta lineaariseen muotoon, jolloin sen tekijät voidaan määrittää lineaarisen regressioyhtälön avulla. Yhtälön yleinen muoto on:

$$q = b \times k \times c / (1 + kc) \quad (1)$$

Adsorptiotasapainoa tarkasteltiin myös Freundlichin mallilla. Yhtälön yleinen muoto on:

$$q = k \times c^n \quad (2)$$

Yhtälöissä

$q$  = pidättyneen aineen määrä ( $\text{mg P g}^{-1}$  turvetta)

$c$  = pidättyneen aineen tasapainokonsentraatio liuoksessa ( $\text{mg P l}^{-1}$ )

$b$  = pidättymisen maksimi ( $\text{mg g}^{-1}$ )

$n$  = vakio

$k$  = vakio, joka on suhteessa pidättyvän aineen sitoutumisen voimakkuuteen

### 2.6.2.3 Muut määritykset

Turpeen kuivapaino määritettiin huoneenlämmössä kuivatusta näytteestä, maatuneisuusaste von Postin asteikolla ja raudan, alumiinin ja kalsiumin kokonaispitoisuudet HCl-uutolla (Halonen ym. 1983). Turvenäytteistä määritettiin vuonna 1992 myös 0.05 M oksalaattiliuokseen liukoisen raudan ja alumiinin pitoisuus. Fosfaattifosforin pidätyskyvyn riippuvuutta rauta-, alumiini- ja kalsiumpitoisuuksista tutkittiin korrelaatio- ja regressioanalyysillä.

Turpeen tiheys määritettiin pintavalutuskenttien eri kerroksista otetuista tilavuustar-koista näytteistä. Näytteet näihin määrityksiin otettiin 9.10.1991 ja 7.9.1992 Komsasuo- pohjoiselta pintavalutuskentältä, ja kentän turpeen tiheys arvioitiin saatujen tulosten keskiarvona. Puutiosuo- pohjoiselta pintavalutuskentältä näytteet otettiin 17.9.1992. Näytteenottokairan halkaisija oli 105 mm. Turvekerrosten 0–5 cm, 5–15 cm ja 15–25 cm tilavuudet olivat  $434 \text{ cm}^3$ ,  $865 \text{ cm}^3$  ja  $865 \text{ cm}^3$ . Kustakin kerroksesta otetun turvekakun tuorepaino punnittiin. Kerrosten kuivapainot määritettiin huoneenlämmössä kuivatusta näytteistä. Määritetyn kuivapainoprosentin avulla laskettiin kunkin näytteenottokerroksen kuivapaino koko kentällä.

Pintavalutuskenttien vedenlaatuseurannassa käytetyt menetelmät on esitetty julkaisuissa Ihme ym. (1991) ja Ihme (1994).

### 2.6.3 Tulokset

#### 2.6.3.1 Turvenäytteiden ominaisuudet

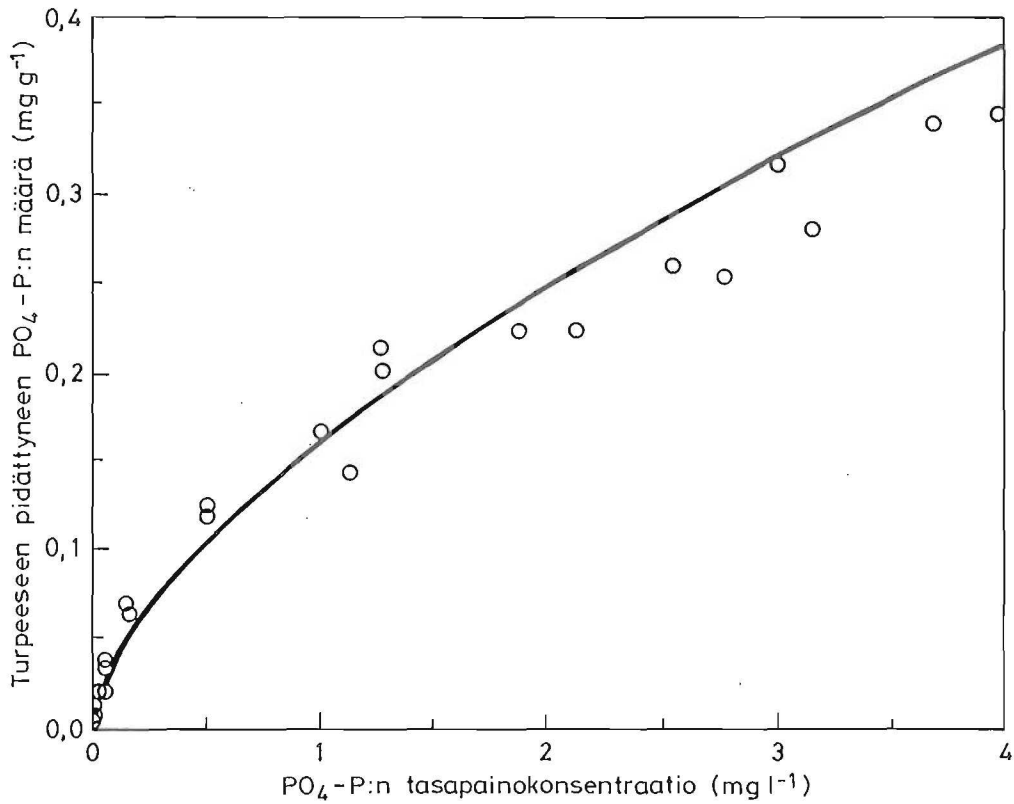
Turvenäytteiden kokonaisrautapitoisuudet vaihtelivat välillä  $1,3 - 72,0 \text{ mg g}^{-1}$ , oksalaattiuuttoisen raudan pitoisuudet välillä  $1,6 - 45,7 \text{ mg g}^{-1}$ , kokonaisalumiinin pitoisuudet välillä  $0,1 - 8,2 \text{ mg g}^{-1}$ , oksalaattiuuttoisen alumiinin pitoisuudet välillä  $2 - 158 \mu\text{g g}^{-1}$  ja kokonaiskalsiumin pitoisuudet välillä  $0,9 - 12,0 \text{ mg g}^{-1}$  (taulukko 1). Rautapitoisuudet olivat yleensä suurimmillaan turpeen ylimmässä 0–15 cm:n kerroksessa. Komsasuo- pohjoisella vertailualueella pitoisuudet kuitenkin kasvoivat pinnasta syvemmälle edettäessä. Alumiinipitoisuuksissa ei esiintynyt selviä eroja eri turvekerrosten välillä. Kuitenkin Puutiosuo- näytteissä selvästi suurimmat kokonaisalumiinipitoisuudet mitattiin 0–15 cm:n turvekerroksesta. Turvenäytteiden maatuneisuusasteet olivat välillä 1 – 5 ja kasvoivat useimmiten edettäessä syvemmälle turpeen.

Taulukko 1. Turvenäytteiden ominaisuudet. Oks. = oksalaattiuuttainen.

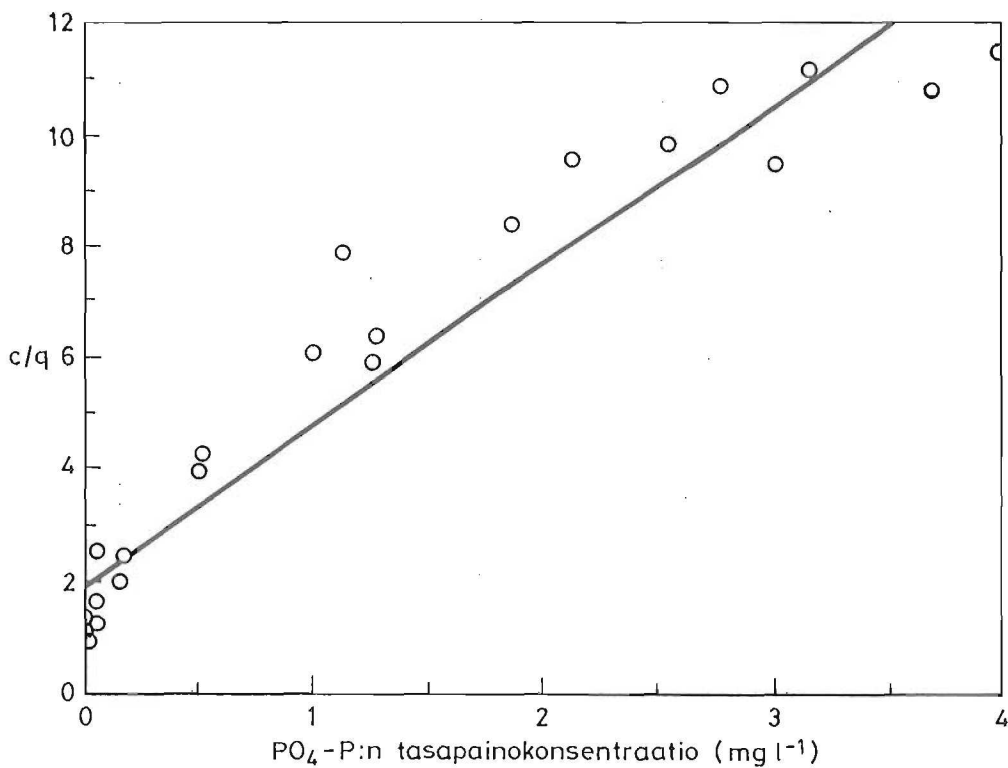
Paikka/ kerros (cm)	Maat. aste	Tiheys (mg g <sup>-1</sup> )	Kok.Fe (mg g <sup>-1</sup> )	Oks.Fe (mg g <sup>-1</sup> )	Kok.Al (mg g <sup>-1</sup> )	Oks.Al (µg g <sup>-1</sup> )	Ca (mg g <sup>-1</sup> )
<u>Kompsasuo pohjoinen</u>							
Pintavalutuskenttä 1991							
0-5	1	0,07	12,0		1,4		
5-15	2	0,10	6,0		0,4		
15-25	3	0,15	5,7		0,5		
Vertailualue 1991							
0-5	1	0,05	1,6		0,1		
5-15	2	0,08	9,0		0,1		
15-25	4	0,15	12,6		0,3		
Pintavalutuskenttä 1992							
0-5	3	0,05	16,3	14,2	0,6	111	11,2
5-15	5	0,07	32,9	11,8	0,9	26	12,0
15-25	5	0,12	5,7	4,7	0,8	16	7,7
Vertailualue 1992							
0-5	1	0,04	1,9	2,3	0,2	6	2,9
5-15	2	0,06	10,5	3,5	0,2	3	5,5
15-25	5	0,14	17,1	11,5	0,5	10	4,9
<u>Puutiosuo pohjoinen</u>							
Pintavalutuskenttä 1992							
0-5	1	0,06	15,2	10,2	5,3	46	6,5
5-15	2	0,06	22,2	8,1	8,2	23	7,5
15-25	5	0,12	3,4	2,8	0,6	39	3,0
Vertailualue 1992							
0-5	2	0,05	9,2	5,6	7,8	59	2,5
5-15	2	0,04	2,3	3,1	2,7	98	1,7
15-25	5	0,06	1,3	1,7	3,0	158	0,9
<u>Lavasuo 1992</u>							
0-5	3	0,05	72,0	45,7	0,1	4	6,2
5-15	2	0,07	21,1	23,3	0,2	7	4,1
15-25	3	0,11	15,0	11,6	0,2	5	4,1
<u>Kompsasuon eteläinen alue 1992</u>							
0-5	1	0,09	5,0	3,9	0,2	9	2,0
5-15	1	0,10	3,9	2,2	0,2	3	2,6
15-25	2	0,17	4,0	1,6	0,3	2	2,5

### 2.6.3.2 Adsorptio-isotermit

Turpeeseen sitoutunut fosforimäärä kasvoi fosforin tasapainokonsentraation kasvaessa (kuvat 6 ja 7). Kasvu oli voimakkaimmillaan pienten tasapainokonsentraatioiden alueella. Pidättymistä voitiin kuvata hyvin Freundlichin ja Langmuirin malleilla (taulukot 2 ja 3). Freundlichin malli ei kuitenkaan selittänyt pidättymistä Puutiosuon pohjoiselta pintavalutuskentältä 0-5 cm:n pintakerroksesta otetussa näytteessä, eikä Langmuirin malli Puutiosuon pohjoisen pintavalutuskentän vertailualueelta 15-25 cm:n kerroksesta otetussa näytteessä. Langmuirin mallin mukaan isotermi on kaksiosainen. Pienillä tasapainokonsentraation arvoilla ( $< 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) pidättäminen kasvaa jyrkästi, ja mallin selityssaste jää heikoksi. Yli  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  tasapainokonsentraation arvoilla malli kuvaa saatuja tuloksia verraten hyvin. Mallin kertoimet laskettiin pitoisuusalueella yli  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ .



Kuva 6. Fosforin pidättyminen turpeeseen Freundlichin sovituksen mukaisesti Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä. Turvenäyte otettiin 7.9.1992 15 – 25 cm:n syvyydestä.



Kuva 7. Fosforin pidättyminen turpeeseen Langmuirin sovituksen mukaisesti Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä. Turvenäyte otettiin 7.9.1992 15 – 25 cm:n syvyydestä.  $c = \text{PO}_4\text{-P:n tasapainokonsentraatio}$ ,  $q = \text{turpeeseen pidättyneen PO}_4\text{-P:n määrä}$ .

Taulukko 2. Freundlichin yhtälön mukaan laskettu fosforin adsorptio (q) tasapainoliuoksen P-konsentraation ollessa  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  ja yhtälön vakioiden arvot.

Havaintopaikka	q (mg P/g)	k	n	R <sup>2</sup>
<u>Kompsasuo pohjoinen</u>				
Pintavalutuskenttä 1991				
0-5 cm	0,022	0,072	0,518	0,84
5-15 cm	0,046	0,136	0,467	0,72
15-25 cm	0,011	0,059	0,741	0,94
Vertailualue 1991				
0-5 cm	0,054	0,145	0,707	0,81
5-15 cm	0,016	0,073	0,653	0,85
15-25 cm	0,010	0,069	0,827	0,96
Pintavalutuskenttä 1992				
0-5 cm	0,151	0,652	0,635	0,76
5-15 cm	0,063	0,243	0,584	0,94
15-25 cm	0,038	0,162	0,628	0,98
Vertailualue 1992				
0-5 cm	0,106	0,351	0,520	0,94
5-15 cm	0,043	0,157	0,566	0,92
15-25 cm	0,072	0,431	0,778	0,90
<u>Puutiosuo pohjoinen</u>				
Pintavalutuskenttä 1992				
0-5 cm	–	–	–	–
5-15 cm	0,163	0,471	0,461	0,90
15-25 cm	0,037	0,127	0,541	0,92
Vertailualue 1992				
0-5 cm	0,113	0,376	0,521	0,69
5-15 cm	0,043	0,109	0,401	0,88
15-25 cm	0,013	0,065	0,688	0,92
<u>Lavasuo 1992</u>				
0-5 cm	0,034	0,145	0,628	0,92
5-15 cm	0,044	0,167	0,577	0,94
15-25 cm	0,015	0,107	0,849	0,92
<u>Kompsasuon eteläinen alue 1992</u>				
0-5 cm	0,140	2,384	1,233	0,72
5-15 cm	0,155	1,025	0,819	0,77
15-25 cm	0,085	0,470	0,745	0,94

Tasapainokonsentraatiota  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  vastaavat turpeeseen pidättyneet fosforimäärät olivat vuonna 1992 kummankin isotermin mukaisesti kenttien pintaturpeessa suuremmat kuin syvemmällä (taulukot 2 ja 3). Näin oli myös joillakin vertailualueilla.

Fosforin sitoutumisen voimakkuudet (k) kasvoivat Freundlichin isotermin mukaan turpeessa pintaa kohti edettäessä Kompsasuon pohjoisella vertailualueella 1991, Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä 1992, Puutiosuon molemmilla näytteenottopaikoilla ja Kompsasuon eteläisellä alueella (taulukko 2). Langmuirin isotermin mukaan (taulukko 3) näin oli Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä 1992, Puutiosuon näytteenottopaikoilla ja Lavasuon luoteisosassa.

Taulukko 3. Fosforin adsorptio Langmuirin sovituksen mukaisesti ( $q$ ) tasapainoliuoksen P-konsentraation ollessa  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  ja yhtälön vakioiden arvot.

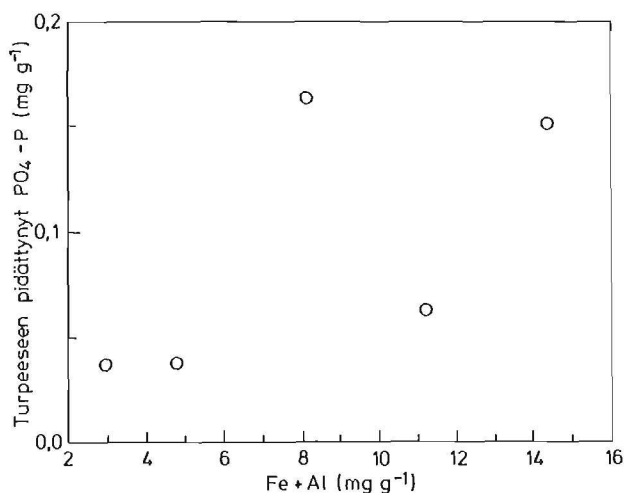
Havaintopaikka	$q$ (mg P/g)	$b$	$k$	$R^2$
<u>Kompsasuo pohjoinen</u>				
Pintavalutuskenttä 1991				
0–5 cm	0,008	0,315	0,263	0,56
5–15 cm	0,015	0,407	0,383	0,90
15–25 cm	0,007	0,354	0,200	0,66
Vertailualue 1991				
0–5 cm	0,029	0,341	0,941	0,92
5–15 cm	0,011	0,242	0,459	0,71
15–25 cm	0,022	0,256	0,950	0,48
Pintavalutuskenttä 1992				
0–5 cm	0,202	0,925	2,793	0,94
5–15 cm	0,057	0,488	1,309	0,98
15–25 cm	0,029	0,417	0,759	0,90
Vertailualue 1992				
0–5 cm	0,064	0,859	0,802	0,92
5–15 cm	0,034	0,352	1,075	0,88
15–25 cm	0,126	0,693	2,222	0,92
<u>Puutiosuo pohjoinen</u>				
Pintavalutuskenttä 1992				
0–5 cm	0,224	0,955	3,070	0,98
5–15 cm	0,086	1,084	0,857	0,86
15–25 cm	0,018	0,453	0,406	0,59
Vertailualue 1992				
0–5 cm	0,097	0,510	2,333	0,83
5–15 cm	0,012	0,370	0,345	0,66
15–25 cm	–	–	–	–
<u>Lavasuo 1992</u>				
0–5 cm	0,028	0,424	0,712	0,86
5–15 cm	0,024	0,619	0,395	0,72
15–25 cm	0,015	0,638	0,233	0,62
<u>Kompsasuon eteläinen alue 1992</u>				
0–5 c	0,304	1,540	2,461	0,49
5–15 cm	0,407	0,592	22,056	0,92
15–25 cm	0,084	0,863	1,073	0,81

Fosfaattifosforin pidättymisen teoreettinen maksimi vaihteli koko aineistossa välillä  $0,242 - 1,540 \text{ mg P g}^{-1}$  turvetta ollen selvästi muita suurempi Kompsasuon eteläisellä vertailualueella 0–5 cm:n pintakerroksessa (taulukko 3).

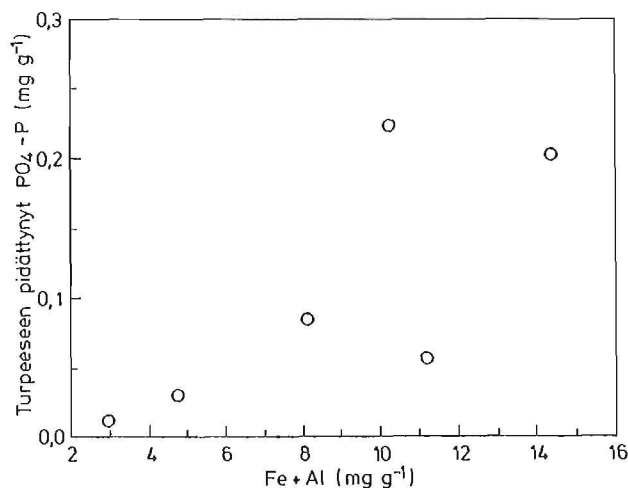
### 2.6.3.3 Fosforin pidättymiseen vaikuttavat turpeen ominaisuudet

Turvenäytteiden raudan ja kalsiumin kokonaispitoisuudet eivät selittäneet turpeiden fosforinsitomiskyvyssä esiintynyttä vaihtelua. Freundlichin isotermeistä luettujen tasapainokonsentraatiota  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  vastaavien turpeeseen pidättyneiden fosforimäärien ja turvenäytteiden kokonaisalumiinipitoisuuksien välillä oli positiivinen korrelaatio ( $R=0,66^{***}$ ,  $n=17$ ).

Pintavalutuskenttien aineistossa tasapainokonsentraatiota  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  vastaavat turpeeseen pidättyneet fosforimäärät lisääntyivät oksalaattiin liukoisten raudan ja alumiinin pitoisuuksien lisääntyessä turpeessa (kuvat 8 ja 9). Koko aineistossa ja vertailualueiden sekä Lavasuon yhdistetyssä aineistossa vastaavaa ei kuitenkaan havaittu. Myöskin Langmuirin isotermistä lasketun fosforin pidättymisen maksimin suhteen tulos jäi epäselväksi.



Kuva 8. Tasapainokonsentraatiota  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  vastaavan turpeeseen Freundlichin isotermin mukaan pidättyneen fosforimäärän riippuvuus turpeen oksalaattiuuttoisen raudan ja alumiinin pitoisuudesta pintavalutuskentillä.



Kuva 9. Tasapainokonsentraatiota  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  vastaavan turpeeseen Langmuirin isotermin mukaan pidättyneen fosforimäärän riippuvuus turpeen oksalaattiuuttoisen raudan ja alumiinin pitoisuudesta pintavalutuskentillä.

#### 2.6.3.4 Kemiallisen sitoutumisen merkitys fosfaattifosforin pidättymisessä pintavalutuskentillä

Olettamalla, että Kompsasuon pohjoisen pintavalutuskentän käyttöaste oli 64 % (Ihme et al. 1994), pidättymiseen käytettävissä olevien turvekerrosten kuivapainot ovat 49 tn (0–5 cm), 140 tn (5–15 cm) ja 204 tn (15–25 cm). Puutiosuon pohjoisella pintavalutuskentällä vastaavat arvot ovat 186 tn, 245 tn ja 439 tn. Painot on laskettu taulukossa 1 esitettyjen tiheysarvojen perusteella.



Kompsasuolla pintavalutuskentän yli virranneen pintaveden (ns. suotovesi) keskimääräinen  $\text{PO}_4\text{-P}$  pitoisuus oli  $8 \mu\text{g l}^{-1}$  vuonna 1991 ja  $13 \mu\text{g l}^{-1}$  vuonna 1992. Puutiosuolla vastaavan pitoisuuden arvioitiin olleen  $11 \mu\text{g l}^{-1}$  vuonna 1992. Pitoisuuden arvioitiin laskeneen noin puoleen kentän yläpuolisen jako-ojan arvosta, kuten Kompsasuolla. Näiden pitoisuuksien katsottiin edustavan kentällä saavutettua  $\text{PO}_4\text{-P:n}$  tasapainokonsentraatiota, ja niiden perusteella laskettiin turpeeseen pidättyneet määrät (P) 25 cm:n turveprofiilissa Freundlichin isotermien avulla (taulukko 4). Langmuirin yhtälöitä ei käytetty näissä laskelmissa, koska niiden selittävyys oli heikko P:n pitoisuusalueella alle  $100 \mu\text{g l}^{-1}$ .

Taulukko 4. Fosforin pidättyminen (P) pintavalutuskentän eri kerroksiin (Freundlichin isotermien mukaan) ja pidättyneiden määrien osuus (%) P:n pidättymisen teoreettisesta maksimista ( $P_{\text{max}}$ ) pintavalutuskentällä (Langmuirin isotermien mukaan).

Vuosi	Kerros (cm)	P (mg kg <sup>-1</sup> )	Koko pintavalutuskenttä		
			P (kg)	P <sub>max</sub> (kg)	P/P <sub>max</sub> (%)
Kompsasuo pohjoinen					
1991	0-5	6	0,3	15,4	2,0
	5-15	14	2,0	57,1	3,5
	15-25	2	0,4	72,0	0,6
1992	0-5	41	2,0	45,3	4,4
	5-15	19	2,7	68,5	3,9
	15-25	11	2,2	84,6	2,6
Puutiosuo pohjoinen					
1992	0-5	59	11,0	17,5	6,2
	5-15	59	14,4	265,4	5,4
	15-25	11	4,9	199,1	2,5

Pintavalutuskentillä vedenlaatutarkkailun mukaan havaitut  $\text{PO}_4\text{-P:n}$  poistumat olivat Kompsasuolla:

Vuosi	1987	1988	1989	1990	1991	1992
kg	0,8	1,0	1,7	0,8	4,5	1,0

ja Puutiosuolla:

Vuosi	1990	1991	1992
kg	3,2	2,1	5,7

Laboratoriossa ja kentällä saatujen tulosten vertailu osoittaa, että Kompsasuolla 0-25 cm:n pintakerrokselle laskettu kokonaissorptio (2,7 kg) muodostaa 60 % kentällä vuonna 1991 havaitusta poistumasta (taulukko 4). Vuonna 1992 sekä Kompsasuolla että Puutiosuolla havaitut poistumat olivat huomattavasti alemmat kuin teoreettisen pidättymisen perusteella voitiin odottaa (Kompsasuolla 6,9 kg ja Puutiosuolla 30,3 kg).

Pintavalutuskentälle pidättyi kuormituksesta  $\text{PO}_4\text{-P:a}$  Kompsasuolla vuosina 1987 - 1992 9,8 kg ja Puutiosuolla vuosina 1990 - 1992 11,1 kg. Nämä määrät ovat pieniä verrattuina taulukossa 4 esitettyihin Langmuirin isotermien mukaan laskettuihin pidättymisen maksimiarvoihin.

## 2.6.4 Tulosten tarkastelu

Fosforin pidättymistä turpeeseen voitiin kuvata sekä Freundlichin että Langmuirin isotermeillä, minkä ovat maanäytteillä todenneet myös Bache ja Williams (1971) ja Holtan ym. (1988). Hammer ja Kadlec (1980) kuvasivat tutkimiensä turvenäytteiden fosforinpidätyskykyä Freundlichin isotermeillä.

Turvenäytteiden fosforinpidätyskyky oli koko aineistossa samalla tasolla kuin Richardsonin (1985) esittämät arvot eräille aapa- ja keidassoille USA:ssa. Richardsonin esittämät arvot tasapainokonsentraatiolla  $30 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$  olivat noin  $0,15 - 1,35 \text{ mg P g}^{-1}$ , kun vastaaviksi arvoiksi tässä tutkimuksessa saadaan Freundlichin sovituksen mukaan  $0,42 - 158,00 \text{ mg P g}^{-1}$ . Tässä käsiteltävän aineiston keskiarvo  $0,57 \text{ mg P g}^{-1}$  oli kuitenkin selvästi pienempi kuin Richardsonin Houghtonin aapasuolle esittämä arvo  $1,35 \text{ mg P g}^{-1}$ . Vertailu tämän tutkimuksen ja Richardsonin arvojen välillä voidaan tehdä vain karkeasti, koska tässä tutkimuksessa isotermit määritettiin paljon pienemmällä tasapainokonsentraatioiden alueella kuin Richardsonin tutkimuksessa. Pintavalutuskenttien turpeen fosforinpidätyskyky oli myös samalla tasolla kuin Hammerin ja Kadlecin (1980) erään Houghton järven rannalla sijaitsevan suon turpeen fosforinpidätyskyky. Hammerin ja Kadlecin esittämän Freundlichin tasapainoyhtälön perusteella suon turve pidättää fosforia tasapainokonsentraatiolla  $10 \mu\text{g l}^{-1}$   $39 \mu\text{g P g}^{-1}$ . Tässä aineistossa vastaavat arvot olivat  $2 - 56 \mu\text{g P g}^{-1}$  ja Kompsasuon pohjoisen pintavalutuskentän turpeessa  $35 \mu\text{g P g}^{-1}$ .

Pintavalutuskenttien turpeen fosfaattifosforin pidätyskyky lisääntyi oksalaattiuuttoisen raudan ja alumiinin pitoisuuden lisääntyessä, kuten myös Richardson (1985) on esittänyt. Kenttien pintaturpeen kyky sitoa kemiallisesti fosfaattifosforia voi vähitellen lisääntyä rautapitoisuuden lisääntyessä. Rautapitoisuuksien pieneneminen turpeessa syvemmälle edettäessä voi etenkin pintavalutuskentillä olla osoituksena raudan liukenemisesta hapettomissa olosuhteissa, missä rauta esiintyy pääasiassa ferromuodossa (Takkar 1969). Tätä syvemmältä liukenevaa rautaa voi saostua turpeen hapellisiin pintakerroksiin (Puustjärvi 1953, Virtanen 1988). Tyler (1972) ja Sapek ym. (1984) ovat todenneet raudan rikastumista minerotrofisten soiden pintaosiin, erityisesti suoveden pinnan tasoon. Damman (1978) on havainnut saman ilmiön ombrotrofisilla soilla. Pintaturpeen rautapitoisuus lisääntyy myös rautaa kuljettavien kiintoaineen ja humusaineiden pidättyessä kentälle. Puhdistettavat turvetuotannon valumavedet sisältävät runsaasti rautaa, jonka keskimääräiset poistumat esimerkiksi Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä olivat vuosina 1988–1992  $30 - 56 \%$  (Ihme ym. 1991, Ihme 1994). Turpeen fosforin sitomiskykyyn vaikuttavia tekijöitä tulisi tarkemmin edelleen selvittää.

$\text{PO}_4\text{-P}$  pidättyy voimakkaimmin aerobiseen turpeeseen (Farnham 1974, Stanlick 1976), ja fosforia on havaittu liukenevan suoveteen anaerobisessa ympäristössä (Patrick ja Khalid 1974, Mitsch ja Gosselink 1986). Todennäköisesti fosforia liukenee Kompsasuon pohjoisen pintavalutuskentän turpeesta suoveteen jo  $5-10 \text{ cm:n}$  syvyydessä ja ajoittain myös jo  $0-5 \text{ cm:n}$  syvyydessä. Järvisedimentistä on arvioitu liukenevan fosfaattifosforia yläpuoliseen veteen, kun veden happipitoisuus on alle  $2 \text{ mg l}^{-1}$  (Mortimer 1971). Kentällä  $0-5 \text{ cm:n}$  kerroksessa virtaavan veden happipitoisuus oli kesäkuussa 1992 keskimäärin  $2,8 \text{ mg l}^{-1}$ , vaihdellen välillä  $0 - 6,8 \text{ mg l}^{-1}$ . Syyskuussa tulvakautena vastaavat happipitoisuudet olivat keskimäärin  $4,8 \text{ mg l}^{-1}$ , vaihdellen välillä  $2,5 - 6,7 \text{ mg l}^{-1}$ . Happipitoisuudet  $5-10 \text{ cm:n}$  syvyydessä virtaavassa vedessä olivat syksyn tulvakautena keskimäärin  $1,2 \text{ mg l}^{-1}$ , vaihdellen välillä  $0 - 3,5 \text{ mg l}^{-1}$ . Turpeen happipitoisuudessa näyttäisikin esiintyvän huomattavaa sekä paikoittaista että ajoittaista vaihtelua, joka määräytyy pääasiassa veden pinnan korkeuden vaihtelun mukaisesti. Kentän kasvillisuus voi kuljettaa happea juuria ympäröiviin syvempiin turvekerroksiin (Bastian ja Benforado 1988) ja estää näin osaltaan fosforin liukenemista. Myös kentän turpeeseen sitoutunut rauta voi hidastaa fosforin liukenemista (Mahapatra ja Patrick 1969, Williams ym. 1971, Ponnampereuma 1972). Vesi virtaa Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä pääasiallisesti  $0-20 \text{ cm:n}$  pintakerroksessa (Ihme 1994). Kun otetaan huomioon sekä turpeen happitilanne että turpeen suuri rautapitoisuus, voitaneen karkeasti arvioida, että pidättyminen tapahtuu turpeen ylimmässä  $15 \text{ cm:n}$  kerroksessa.

Kemiallisella pidättymisellä turpeeseen on todennäköisesti tärkeä merkitys  $\text{PO}_4\text{-P:n}$  pidättymisessä pintavalutuskentille. Monilla soilla onkin arvioitu, että merkittävin syy  $\text{PO}_4\text{-P:n}$  pitkäaikaiseen pidättymiseen on sorptio turpeeseen (Nichols 1980, Richardson 1985, Bastian ja Benforado 1988). Kompsasuolla on havaittu kasveihin sitoutuneen P-määrän vähentyneen pintavalutuksen seurauksena vuosina 1987 – 1992 (ks. kohta 2.9). Turpeen mikrobien osuutta P:n pidättymisessä ei vielä tunneta. Fosfaattifosforin pidättymistä suoekosysteemiin on vaikea arvioida kokonaisvaltaisesti sen vuoksi, että suolla tapahtuu jatkuvaa fosforin vaihtoa turpeen, veden ja kasvillisuuden välillä.

Adsorptioisotermit voivat yliarvioida varsinaisen kentällä tapahtuvan adsorption, koska turve ei kentällä joudu niin tehokkaaseen kosketukseen fosforipitoisen liuoksen kanssa kuin laboratoriokokeissa, missä turvenäytettä sekoitetaan tehokkaasti fosforiliuoksen kanssa (Richardson 1985). Kentällä vesi pyrkii kulkemaan turpeen suurimmissa huokosissa ja kanavissa ja täten kontakti vähenee turpeen suuren osan kanssa. Käytännössä kentällä ei koskaan saavuteta tasapainoa turpeen ja sitä ympäröivän veden välillä.

Kompsasuon kentällä havaittu  $\text{PO}_4\text{-P:n}$  poistuma oli vuonna 1992 pienempi kuin vuonna 1991, toisin kuin laboratoriokokeiden perusteella olisi voitu olettaa. Tämä johtuu osittain turpeen laadun paikallisesta vaihtelusta, mikä havaittiin esimerkiksi maatuneisuusasteen perusteella. Poistumat riippuvat suuresti myös kentälle johdetusta hydraulisesta kuormituksesta. Tämän kuormituksen ollessa suuri kontakti turpeen ja puhdistettavan veden välillä vähenee ja puhdistustulos heikkenee. Kentälle kohdistui vuonna 1992 poikkeuksellisen suuri hydraulinen kuormitus, mikä johtui pääasiassa loppukesän ja syksyn runsaista sateista (Ihme 1994).

Fosfaattifosforin pidättyminen turpeeseen on tasapainoreaktio turpeeseen pidättyneen ja vedessä vapaana olevan fosfaattifosforin välillä. Adsorptioisotermien mukaan kuitenkin kentällä virtaavan veden fosfaattifosforipitoisuus, minkä alapuolella fosforia alkaa vapautua turpeesta, on niin pieni, että se on määrittystarkkuuden rajoissa. Kentälle virtaavan veden fosfaattifosforipitoisuudet ovat pienimmillään (usein noin  $2 - 3 \mu\text{g l}^{-1}$ ) tulvakaussina, jolloin fosforia voi vapautua turpeesta uudelleen veteen. Tämä voi olla yksi syy siihen, että Kompsasuon pohjoiselta pintavalutuskentältä huuhtoutui ajoittain fosfaattifosforia loppukesän ja syksyn 1992 tulvien aikana (Ihme 1994). Toisaalta tulvakaussina suurin osa valumavesistä virtaa nopeasti kentän pinnalla, eikä joudu kontaktiin fosforia pidättäneen turpeen kanssa. Turpeen fosforin pidättymispaikkojen vähitellen täyttyessä fosforin pidättymisen ja vapautumisen rajakonsentraatio todennäköisesti kasvaa, mikä voi johtaa fosfaattifosforin lisääntyneeseen vapautumiseen turpeesta tulvakaussina kenttien ikääntyessä.

Sorptiolla turpeeseen on tärkeä merkitys fosfaattifosforin pidättymisessä, ja tulokset antavat viitteitä tässä suhteessa pintavalutuskenttien pitkäköstä käyttöiästä. Kompsasuon pohjoisen pintavalutuskentän pinnalla virtaavan veden fosfaattifosforipitoisuuksissa ei ole havaittu pienenemistä edettäessä veden virtaussuunnassa kentällä alaspäin, joten turve ei vielä kuuden käyttövuoden jälkeen osoita kyllästymisen merkkejä. Jätevesiä vastaavalla menetelmällä puhdistettaessa on havaittu, että turve voi vähitellen kyllästyä fosforilla (Fox ja Kamprath 1971, Hammer ja Kadlec 1980). Richardson (1985) on havainnut Houghton Laken aapasuon fosforinpidätyskyvyn vähenevän, kun suolle kohdistunut kokonaisfosforin kumulatiivinen kuormitus on saavuttanut noin  $180 \text{ kg ha}^{-1}$  tason. Suon turpeen fosforinsitomiskyky oli samalla tasolla kuin tässä tutkimuksessa. Pintavalutuskentälle kohdistunut keskimääräinen vuotuinen kokonaisfosforikuormitus oli Kompsasuolla  $7,5 \text{ kg ha}^{-1}$  ja Puutiosuolla  $2,7 \text{ kg ha}^{-1}$  (Ihme ym. 1991, Ihme 1994). Nämä määrät ovat pieniä verrattuina turpeen 0–15 cm:n pintakerrokselle arvioituihin P:n pidättymisen maksimiarvoihin. Myös näiden lukujen perusteella kentille voidaan ennustaa melko pitkää käyttöikää fosfaattifosforin pidättäjinä, vaikka kentille kohdistunut kuormitus jossakin määrin nousisikin otettaessa turvetuotantoalueet tuotantoon. Fosforin poistumia pintavalutuskentillä tulisi kuitenkin seurata pitemmän aikaa riittävällä näytteenotolla.

## 2.6.5 Johtopäätökset

- 1) Kemiallisella pidättymisellä turpeeseen on todennäköisesti tärkeä merkitys fosfaattifosforin pidättymisessä pintavalutuskentillä.
- 2) Turpeen kyky pidättää fosfaattifosforia oli samalla tasolla kuin soilla, joita on käytetty asutuksen jätevesien puhdistamiseen.
- 3) Pintavalutuskenttien turpeen fosfaattifosforin pidätyskyky kasvaa oksalaattiuuttoisen raudan ja alumiinin pitoisuuden lisääntyessä. Suoalueen käyttö pintavalutuskenttänä voi johtaa pintaturpeen rautapitoisuuden lisääntymiseen ja parantaa näin kentän kykyä pidättää fosfaattifosforia.
- 4) Tulokset antavat viitteitä pintavalutuskenttien turpeen pitkäköstä käyttöiästä fosfaattifosforin pidättäjänä. Kenttien hydrologiassa ei käytön aikana kuitenkaan saa tapahtua puhdistustulosta heikentäviä muutoksia. Näitä ovat uusien oikovirtausuomien synty ja turpeen peittyminen kiintoaineella.

## 2.7 Ammoniumtypen pidättyminen turpeeseen

### 2.7.1 Johdanto

Ammoniumtypen pidättymistä turpeeseen on pidetty yhtenä tärkeänä typen pidättymiseen johtavana prosessina pohjoisilla suoalueilla (Bastian ja Benforado 1988).  $\text{NH}_4^+$ -ionit voivat pidäytyä turvetuotannon valumavedestä turpeen negatiivisesti varautuneiden orgaanisten kolloidien pinnoille. Turpeen kyky pidättää  $\text{NH}_4^+$ -ioneja on rajallinen. Tätä kykyä voidaan arvioida kationinvaihtokapasiteetin (CEC) arvojen perusteella (Lance 1972).

Kationinvaihtokapasiteetti kuvaa niiden helposti vaihtuvien kationien määrää, jotka neutraloivat maahiukkasten negatiivisen varauksen. CEC-arvot ovat suuresti riippuvaisia pH-arvosta. Turpeesta voidaankin määrittää kaksi eri tyyppistä CEC-arvoa, efektiivinen ja potentiaalinen. Potentiaalinen kationinvaihtokapasiteetti määritetään tietylle pH-tasolle (esim. pH 7,0 tai 8,2) puskuroidulla suolaliuoksella. Sen perusteella saadaan liian suuret arvot maan CEC:lle happamissa maissa, kuten turpeessa. Haluttaessa arvioida turpeen  $\text{NH}_4^+$ :n pidätyskyky on tunnettava turpeen CEC sen omassa pH:ssa. Tämä on mahdollista määrittämällä turpeesta ns. efektiivinen CEC. Tätä määritettäessä turvenäytteitä käsitellään puskuroimattomilla suolaliuoksilla, jolloin mittauksen katsotaan tapahtuvan turpeen omassa pH:ssa.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli arvioida, mikä merkitys kemiallisella pidättymisellä turpeeseen on ammoniumtypen poistumisessa pintavalutuskentillä, ja kuinka kauan kenttien turve voi sitoa kemiallisesti ammoniumtyppeä.

### 2.7.2 Aineisto ja menetelmät

#### 2.7.2.1 Aineisto

Tutkimusalueina olivat Kompsa-, Puutio- ja Lavasuo (kuvat 4 ja 5). Kompsasuon pohjoiselta pintavalutuskentältä turvenäytteet otettiin 9.10.1991 ylä-, keski- ja alaosaan sekä kentän ulkopuoliselta vertailualueelta 0–5 cm:n, 5–15 cm:n, 15–25 cm:n ja 25–35 cm:n syvyydeltä. Turvenäytteet samoista syvyyksistä otettiin kentän keskiosasta ja vertailualueelta myös 7.9.1992 ja lisäksi 17.9.1992 Puutiosuon pohjois- ja eteläosien sekä Kompsasuon eteläosan pintavalutuskentiltä ja niiden ulkopuolisilta vertailualueilta sekä Lavasuolta.

Kompsasuon pohjoiselle pintavalutuskentälle virtaavasta vedestä mitattiin Ca-, Mg- ja  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet vuonna 1992 kerran viikossa huhti-syyskuussa otetuista

näytteistä. Muilla pintavalutuskentillä nämä mittaukset tehtiin  $\text{NH}_4\text{-N}$ :n osalta vuonna 1992 ja  $\text{Ca}$ :n ja  $\text{Mg}$ :n osalta vuonna 1993 kenttien yläpuolelta otetuista näytteistä. Tässä tutkimuksessa on lisäksi käytetty tietoja vedenlaatusurantaan perustuvista tyyppikuormituksista ja -poistumista Kompsasuon pintavalutuskentillä vuosina 1987 – 1992 ja Puutiosuon pintavalutuskentillä vuosina 1990 – 1992. Tulokset tältä osin esitetään tarkemmin julkaisuissa Ihme ym. (1991) ja Ihme (1994).

### 2.7.2.2 Kationinvaihtokapasiteetin määrittäminen

Tuoretta turvetta punnittiin noin 15 g sentrifugiputkeen, johon lisättiin 40 ml 0.1 M bariumkloridiliuosta ( $\text{BaCl}_2$ ). Liuoksen pH oli 5,3. Putket suljettiin kumitulpalla ja niitä ravisteltiin 30 minuuttia. Tämän jälkeen näytteitä sentrifugoitiin ja liuos suodatettiin Whatman GF/C ja Schleicher & Schuell 589<sup>3</sup> (sininauha) suodatinpapereilla. Sentrifugiputkiin lisättiin uusi 40 ml:n erä bariumkloridiliuosta, ravisteltiin voimakkaasti käsin maa ja neste sekaisin, sentrifugoitiin ja suodatettiin kuten ensimmäinen erä. Jatkettiin samalla tavalla vielä kaksi kertaa. Jokaisesta näytteestä tehtiin kaksoismääritys.

Suodoksista mitattiin  $\text{Na}^-$ ,  $\text{K}^-$ ,  $\text{Mg}^-$ ,  $\text{Ca}^-$ ,  $\text{Al}^-$  ja  $\text{Fe}$ -pitoisuudet Perkin Elmer atomiabsorptiospektrofotometrillä ja pH Radiometer PHM 82-pH-mittarilla.  $\text{NH}_4$ -pitoisuus määritettiin spektrofotometrisesti salisylaattimenetelmällä (International Organization for Standardization 1984). Efektiivinen CEC saatiin laskemalla yhteen  $\text{H}^+$ -,  $\text{Na}^+$ -,  $\text{K}^+$ -,  $\text{Ca}^{2+}$ -,  $\text{Mg}^{2+}$ -,  $\text{Al}^{3+}$ -,  $\text{Fe}^{2+}$  ja  $\text{NH}_4^+$ - konsentraatiot meq/100 g kuivaa turvetta.

### 2.7.2.3 Arvio ammoniumtypen kemiallisesta sitoutumisesta

Lancen (1972) mukaan ammoniumioni joutuu maassa kilpailemaan ioninvaihtopaikoista muiden maassa olevien ionien, erityisesti kahdenarvoisten  $\text{Ca}^{2+}$ :n ja  $\text{Mg}^{2+}$ :n kanssa. Ammoniumionin adsorptiosuhdetta (AAR) voidaan käyttää arvioitaessa se prosenttiosuus kationinvaihtokapasiteetista, joka on  $\text{NH}_4^+$ -ionin käytettävissä, kun maan läpi suodautuvan veden  $\text{NH}_4^+$ -,  $\text{Ca}^{2+}$ - ja  $\text{Mg}^{2+}$ -pitoisuus tunnetaan.

$$AAR = \frac{[\text{NH}_4^+]}{(\frac{1}{2}[\text{Ca}^{2+}] + \frac{1}{2}[\text{Mg}^{2+}])^{1/2}}, \quad (3)$$

missä konsentraatiot on laskettu meq  $\text{l}^{-1}$ .

Kun AAR kasvaa, vaihtuvien ammoniumionien prosenttiosuus (EAP) kasvaa. Koska  $\text{K}^+$  ja  $\text{NH}_4^+$  käyttäytyvät samalla tavalla kationinvaihtoreaktioissa, seuraava yhtälö on voimassa:

$$EAP = \frac{100 (0,0360 + 0,1051 AAR)}{1 + (0,0360 + 0,1051 AAR)} \quad (4)$$

EAP ilmaisee sen, montako prosenttia (%) maan ioninvaihtopaikoista voi olla  $\text{NH}_4^+$ :n miehittämiä sen jälkeen, kun maata ympäröivän veden ionien ja maan välillä on saavutettu tasapaino.

### 2.7.2.4 Muut määritykset

Turpeen kuivapaino määritettiin ilmakeivatusta näytteestä ja maatuneisuusaste von Postin asteikolla. Turpeen tiheys kuivapaino  $\text{g cm}^{-3}$  määritettiin 9.10.1991 ja 7.9.1992 Kompsasuon pohjoiselta pintavalutuskentältä ja 17.9.1992 muilta pintavalutuskentiltä



otetuista näytteistä. Kompsasuon pohjoisen pintavalutuskentän turpeen tiheys laskettiin molempien määritysten keskiarvona. Näytteenottokairan halkaisija oli 105 mm. Turvekerrosten 0–5 cm, 5–15 cm ja 15–25 cm tilavuudet olivat 434 cm<sup>3</sup>, 865 cm<sup>3</sup> ja 865 cm<sup>3</sup>. Kustakin kerroksesta otetun turvekakun tuorepaino punnittiin. Kunkin kentän kerroksen koko kuivapaino laskettiin kuivapaino-prosentin avulla.

Pintavalutuskenttien vedenlaatusurannassa käytetyt menetelmät on esitetty julkaisuissa Ihme ym. (1991, Ihme 1994).

## 2.7.3 Tulokset

### 2.7.3.1 Efektiivinen kationinvaihtokapasiteetti

Kationinvaihtokapasiteetin keskimääräiset arvot vaihtelivat pintavalutuskentillä välillä 21,4 – 106,5 meq/100 g, vertailualueilla välillä 18,2 – 74,7 meq/100 g ja Lavasuolla välillä 18,9 – 60,4 meq/100 g (taulukot 5, 6 ja 7). Arvot olivat yleensä kaikilla alueilla suurimmillaan turpeen 0–15 cm:n pintakerroksessa.

Kompsasuon pintavalutuskentillä ja niiden vertailualueilla suurin osa CEC:stä aiheutui useimmiten kalsiumista ja magnesiumista (taulukot 5 ja 7). Vetyionit muodostivat pohjoisosan vertailualueella suuremman osan CEC:stä kuin pintavalutuskentällä. Näin oli myös eteläosassa turpeen 0–5 cm:n pintakerrosta lukuunottamatta. Myös Puutiosuon pintavalutuskentillä ja niiden vertailualueilla suurin osa CEC:stä aiheutui usein kalsiumista ja magnesiumista (taulukko 6). Näillä alueilla vety-ionien osuus CEC:stä oli useimmiten selvästi suurempi kuin Kompsasuon tutkimusalueilla. Pintavalutuskentillä vetyionien osuus CEC:stä kasvoi turpeessa syvemmälle edettäessä ja oli 0–15 cm:n pintakerroksessa pienempi kuin vertailualueilla. Puutiosuon pohjoisella vertailualueella alumiinin osuus CEC:stä kasvoi turpeessa syvemmälle edettäessä ja oli 15–35 cm:n syvyydessä selvästi suurempi kuin muilla alueilla. Lavasuolla useimmiten yli puolet CEC:stä muodostui kalsiumista ja magnesiumista ja myös vetyionien osuus oli huomattava. Natriumin, kaliumin, ammoniumin ja useimmiten myös raudan ja alumiinin osuus CEC:stä oli tutkituissa näytteissä vähäinen. Rauta muodosti kuitenkin yli 40 % CEC:stä Kompsasuon eteläisellä vertailualueen 0–5 cm:n pintakerroksessa (taulukko 7).

### 2.7.3.2 Ammoniumtyypen pidätyminen

Lancen (1972) esittämällä tavalla voidaan arvioida, että 4,6 – 5,8 % pintavalutuskenttien turpeen kationinvaihtokapasiteetista on  $\text{NH}_4^+$ :n käytettävissä (taulukko 8). Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä arvio on tehty vuosina 1991 ja 1992 turpeen CEC:sta saatujen tulosten keskiarvojen perusteella. Kenttien eri turvekerroksiin voi sitoutua 18 – 77 mg  $\text{NH}_4^+$ /100 g kuivaa turvetta.

Pintavalutuskentille kohdistunut keskimääräinen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -kuormitus oli tutkimuksen aikana Kompsasuon pohjoisosassa 0,79 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, Kompsasuon eteläosassa 1,84 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, Puutiosuon pohjoisosassa 0,36 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> ja Puutiosuon eteläosassa 2,02 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

Kenttien 0–25 cm:n pintakerrokset voivat pidättää noin 93 – 219 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  (taulukko 9). Keskimääräisen vuotuisen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -kuormituksen ollessa 340 – 720 kg (Ihme ym. 1991, 1994) riittää kenttien turpeen 0–25 cm:n pintakerroksen kapasiteetti pidättämään kemiallisesti ammoniumtyyppiä taulukossa 14 esitetyillä reduktioilla alle 1 vuotta ja 0 – 15 cm:n kerroksen kapasiteetti alle puoli vuotta. Kentälle kohdistunutta kuormitusta laskettaessa on oletettu, että turpeeseen ei kohdistu kuormitusta kolmen talvikauden aikana suon pinnan ollessa roudassa.

Taulukko 5. Turpeen efektiivinen kationinvaihtokapasiteetti (CEC) sekä eri kationien osuus CEC:stä Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä ja sen ulkopuolisella vertailualueella.

Paikka	CEC (meq/100g)	% CEC:stä							
		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>
Pintavalutuskenttä 1991									
Yläosa									
0–5 cm	89,6	79,00	17,00	1,00	0,40	0,03	0,17	0,20	2,50
5–15 cm	106,5	78,00	17,50	1,00	0,21	0,02	0,13	0,18	2,00
15–25 cm	71,0	81,50	14,50	1,00	0,07	0,02	0,13	1,00	3,00
25–35 cm	66,4	80,00	16,00	1,00	0,06	0,07	0,16	1,00	3,00
Keskiosa									
0–5 cm	86,5	80,00	16,00	0,48	0,20	0,10	0,16	0,14	3,00
5–15 cm	90,4	78,00	18,50	0,68	0,52	0,04	0,15	0,15	2,00
15–25 cm	77,6	80,50	16,00	0,74	0,05	0,04	0,11	0,10	3,00
25–35 cm	60,8	82,00	14,00	1,00	0,07	0,04	0,13	0,09	3,00
Alaosa									
0–5 cm	103,7	76,00	21,00	0,72	1,00	0,004	0,15	0,24	2,00
5–15 cm	55,6	75,00	19,50	1,00	0,25	0,007	0,63	0,20	3,50
15–25 cm	51,1	73,50	21,00	1,00	0,14	0,05	0,21	0,72	4,00
25–35 cm	43,1	76,00	17,00	1,00	0,14	0,009	0,25	0,73	5,00
Vertailualue 1991									
0–5 cm	37,4	35,50	18,50	1,00	0,68	0,40	0,37	0,20	44,50
5–15 cm	33,3	72,50	15,50	2,00	0,37	0,25	0,44	0,67	8,50
15–25 cm	26,4	80,00	11,00	1,00	0,17	0,21	0,33	0,75	6,00
25–35 cm	31,0	74,50	13,00	1,00	0,16	0,17	0,28	1,00	11,00
Pintavalutuskenttä 1992									
0–5 cm	91,1	75,50	19,50	1,00	0,30	0,05	0,63	1,00	3,00
5–15 cm	92,7	78,00	16,50	1,00	0,19	0,08	0,22	0,46	3,50
15–25 cm	66,2	79,50	15,50	1,00	0,13	0,05	0,28	0,34	3,50
25–35 cm	54,2	80,00	15,50	1,00	0,79	0,04	0,22	0,34	4,00
Vertailualue 1992									
0–5 cm	42,0	50,00	32,50	4,50	1,00	0,19	1,00	1,00	10,00
5–15 cm	58,6	60,00	16,50	2,00	0,32	0,13	1,50	0,38	19,50
15–25 cm	33,1	69,50	11,00	2,50	0,13	0,07	8,50	0,31	8,00
25–35 cm	38,6	77,00	13,00	2,00	0,38	0,07	0,38	0,67	7,00



Taulukko 6. Turpeen efektiivinen kationinvaihtokapasiteetti (CEC) sekä eri kationien osuus CEC:stä Puutiosuon pohjoisella ja eteläisellä pintavalutuskentällä ja niiden vertailualueilla.

Paikka	CEC (meq/100g)	% CEC:stä							
		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>
<b>Pohjoisosa</b>									
Pintavalutuskenttä									
0–5 cm	67,7	60,50	29,00	1,00	0,38	0,02	1,00	1,00	6,50
5–15 cm	48,4	44,00	30,00	2,00	0,37	0,24	2,00	1,00	21,00
15–25 cm	21,4	36,50	17,50	4,50	1,00	0,41	1,50	2,50	36,50
25–35 cm	25,5	38,50	16,00	4,00	1,00	1,00	1,00	2,00	37,50
Vertailualue									
0–5 cm	39,8	24,00	22,00	3,00	0,75	1,00	2,00	1,00	46,50
5–15 cm	40,2	25,00	17,00	2,00	0,44	10,50	1,50	1,00	43,50
15–25 cm	40,1	21,50	11,00	2,50	1,00	24,50	1,00	2,00	36,00
25–35 cm	33,6	19,50	14,50	3,00	1,00	30,00	1,00	3,00	28,50
<b>Eteläosa</b>									
Pintavalutuskenttä									
0–5 cm	73,6	67,50	24,50	1,00	0,28	0,04	0,30	2,00	4,00
5–15 cm	64,7	40,50	49,00	1,50	0,29	0,04	1,20	2,00	5,50
15–25 cm	35,2	58,00	25,00	2,50	0,42	0,19	1,50	2,00	10,50
25–35 cm	27,9	42,00	20,50	3,50	1,00	0,23	1,50	3,00	28,50
Vertailualue									
0–5 cm	27,6	43,00	17,00	2,00	1,00	0,43	2,00	1,00	34,00
5–15 cm	19,6	51,00	18,00	2,00	0,42	0,38	1,00	1,00	26,00
15–25 cm	18,2	56,00	18,00	2,00	0,36	0,47	1,00	2,00	20,00
25–35 cm	19,4	56,00	19,00	1,00	0,23	0,38	1,00	2,00	20,00

Taulukko 7. Turpeen efektiivinen kationinvaihtokapasiteetti (CEC) sekä eri kationien osuus CEC:stä Kompsasuon eteläisellä pintavalutuskentällä, sen vertailualueella ja Lavasuolla.

Paikka	CEC (meq/100g)	% CEC:stä							
		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>
<b>Kompsasuon eteläosa</b>									
Pintavalutuskenttä									
0–5 cm	57,6	64,00	19,00	1,00	0,34	0,09	8,50	1,00	6,00
5–15 cm	58,2	72,50	19,00	1,00	0,27	0,06	0,27	1,00	5,00
15–25 cm	55,2	74,50	18,50	1,00	0,37	0,03	0,24	1,00	4,50
Vertailualue									
0–5 cm	74,7	42,00	11,00	1,00	0,37	0,01	41,50	0,20	4,50
5–15 cm	33,6	66,00	18,50	1,50	0,39	0,05	1,00	0,38	12,00
15–25 cm	34,0	67,50	14,50	1,50	0,35	0,02	6,00	0,39	10,00
25–35 cm	39,1	72,00	15,00	2,50	0,70	0,02	2,00	1,00	8,50
<b>Lavasuo</b>									
0–5 cm	60,4	14,50	23,00	1,50	1,00	0,04	3,00	1,00	56,50
5–15 cm	36,4	35,00	18,50	2,00	1,00	0,08	3,50	1,00	39,00
15–25 cm	21,0	44,00	14,50	3,50	0,46	0,21	1,00	2,00	34,00
25–35 cm	18,9	47,50	14,50	3,00	0,45	0,29	2,50	2,00	31,00

Taulukko 8. Tulevan veden  $\text{NH}_4\text{-N-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ - ja  $\text{Mg}^{2+}$ - pitoisuus,  $\text{NH}_4^+$ :n käytettävissä oleva osuus kationinvaihtokapasiteetista (CEC), kentän käyttöaste (k), kerrosten kuivapainot ja turpeen  $\text{NH}_4^+$ :n pidätyskapasiteetti pintavalutuskentillä.

Paikka	Pitoisuudet kentälle virtaavassa vedessä ( $\text{mg l}^{-1}$ )			$\text{NH}_4^+$ % CEC	k (%)	Koko kerroksen paino (tn)	$\text{NH}_4^+$ ( $\text{mg}/100\text{g}$ )
	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$				
Kompsasuo pohjoinen	1,0	6,3	1,8	4,6	64		
0-5 cm						49	77
5-15 cm						140	72
15-25 cm						204	55
Kompsasuo eteläinen	0,9	4,7	1,1	4,7	75		
0-5 cm						70	49
5-15 cm						185	49
15-25 cm						166	47
Puutiosuo pohjoinen	0,8	3,7	1,4	4,6	47		
0-5 cm						186	56
5-15 cm						245	40
15-25 cm						440	18
Puutiosuo eteläinen	1,3	2,0	1,0	5,8	73		
0-5 cm						50	77
5-15 cm						57	67
15-25 cm						116	37

## 2.7.4 Tulosten tarkastelu

Turvenäytteiden efektiivisen CEC:n arvot olivat samaa suuruusluokkaa tai paikoitellen hieman suurempia kuin Westmannin (1981) esittämät arvot sararämeiden turpeista eri puolilta Suomea. Nömmikin (1974) mukaan metsän raakahumuksen keskimääräinen efektiivinen CEC on 26,8 meq/100 g. Saman suuruisia arvoja on saanut Westman (1974) Myrtillus-tyypin metsämaan eri profiileista. Scheffer & Schachtschabel (1976) saivat keidassoiden turpeen keskimääräiseksi potentiaaliseksi CEC:ksi 150 meq/100 g. Potentiaalisen CEC:n arvot ovat olleet eri suotyypeillä Suomessa 47 – 167 meq/100g (Puustjärvi 1956) ja neljällä pohjoisella suotyypillä USA:ssa yli 100 meq/100g (Richardson ym. 1978). Tulokset osoittavat, että turpeen CEC-arvoissa esiintyy huomattavaa sekä horisontaalista että vertikaalista vaihtelua, kuten myös Clymo (1983) on todennut.

Kompsasuon ja Puutiosuon pintavalutuskentillä suurin osa CEC:stä aiheutui kalsiumista ja magnesiumista, kuten maanviljelysmaissa, joissa 80 – 90 % efektiivisestä CEC:stä on tavallisesti  $\text{Ca}^{2+}$ :n ja  $\text{Mg}^{2+}$ :n kyllästämää (Kaila 1972). Clymon (1983) mukaan nämä kationit ovat usein vallitsevia minerotrofisilla soilla. Tulokset osoittavat, että pääasiassa nämä ionit kilpailevat  $\text{NH}_4^+$ :n kanssa turpeen sitoutumispaikoista myös tutkituilla pintavalutuskentillä. Turpeeseen on paikoitellen sitoutunut merkittävässä määrin myös muita metalleja, mutta niiden merkitys ei ollut suuri pintavalutuskentillä, joilla  $\text{NH}_4^+$ :n pidättymistä arvioitiin. Alumiinin osuus CEC:stä oli merkittävä Puutiosuon pohjoisella vertailualueella 15–35 cm:n syvyydellä turpeessa.  $\text{Fe}^{2+}$ :n osuus CEC:stä oli selvästi suurimmillaan Kompsasuon eteläisellä

vertailualueella ja myös Kompsasuon eteläisellä pintavalutuskentällä suurempi kuin muilla pintavalutuskentillä. Turpeesta vaihtuvan raudan on todettu olevan pääosin ferromuodossa (Gore ja Allen 1956). Rautaa voikin useiden tutkimusten mukaan rikastua minerotrofisten soiden pintaosiin (Puustjärvi 1953, Tyler 1972, Sapek ym. 1984, Virtanen 1988). Turpeen rautapitoisuus on suurempi minerotrofisilla aapasoilla kuin keidassoilla (Clymo 1983).

Taulukko 9. Pintavalutuskenttien turpeen  $\text{NH}_4\text{-N}$ :n pidätyskapasiteetti, keskimääräinen vuotuinen kuormitus ja arvioitu käyttöikä  $\text{NH}_4^+$ :n pidättäjänä suhteessa  $\text{NH}_4\text{-N}$ :n kokonaiskuormitukseen (A) ja pidättyneisiin  $\text{NH}_4\text{-N}$ -määriin (B). Eo. N = epäorgaaninen typpi ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ).

Paikka	Kenttä voi pidättää $\text{NH}_4\text{-N}$ (kg)	Kentälle kohdistunut keskimääräinen vuo- tuinen kuormitus (kg)					
			NH <sub>4</sub> -N Eo. N Kok. N				
Kompsasuo pohjoinen							
0–5 cm	29	340	610	830	0,1	70	0,1
0–15 cm	108				0,3		0,5
0–25 cm	195				0,6		0,8
Kompsasuo eteläinen							
0–5 cm	27	720	860	1350	<0,1	46	0,1
0–15 cm	98				0,1		0,3
0–25 cm	158				0,2		0,5
Puutiosuo pohjoinen							
0–5 cm	82	470	470	870	0,2	65	0,3
0–15 cm	160				0,3		0,5
0–25 cm	219				0,5		0,7
Puutiosuo eteläinen							
0–5 cm	30	570	670	900	<0,1	25	0,2
0–15 cm	60				0,1		0,4
0–25 cm	93				0,2		0,7

Kompsasuon pohjoiselta pintavalutuskentältä määritetyt CEC-arvot ovat todennäköisesti lähellä kentällä vallitsevia arvoja. Turpeen pH oli syyskuussa 1992 alueella 5,2 – 5,8, ja uutoissa käytetyn  $\text{BaCl}_2$ -liuoksen pH oli 5,3. Turpeen happamuus oli samalla tasolla kuin Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä myös suon eteläisellä pintavalutuskentällä ja Puutiosuon kenttien pintaosissa. Sen sijaan happamammille turpeille saadut CEC-arvot voivat olla jonkin verran kentällä vallitsevia arvoja suurempia. Näitä turpeita oli Puutiosuon kenttien syvemmissä kerroksissa, vertailualueilla ja Lavasuolla. CEC määritettiin tuoreista turvenäytteistä, koska turpeen kuivatuksen on osoitettu johtavan todellista suurempiin CEC-arvoihin (Puustjärvi 1956).

Suoalueen käyttö pintavalutuskenttänä johtaa turpeen CEC-arvojen kohoamiseen ja parantaa näin turpeen kykyä sitoa  $\text{NH}_4^+$ . Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä, joka oli ennen turvenäytteiden ottoa ollut käytössä 6 vuotta, turpeen CEC-arvot olivat kaikissa kerroksissa suuremmat kuin vertailualueella. Puutiosuon pintavalutuskentillä, jotka olivat olleet käytössä 3 vuotta, tilanne oli sama 0–15 cm:n kerroksessa. CEC-

arvojen kohoaminen pintavalutuskentillä johtuu todennäköisesti turpeen happamuuden vähenemisestä.

Pintavalutuskenttien turpeen kyky sitoa  $\text{NH}_4^+$  on suurimmillaan 0–15 cm:n pintakerroksessa, mistä mitattiin useimmiten suurimmat CEC-arvot. Myös vertailualueilla ja Lavasuolla CEC-arvot olivat suurimmillaan tässä kerroksessa huolimatta maatuneisuusasteen kasvusta turpeessa syvemmälle edettäessä. CEC:n tulisi kasvaa turpeen hajotessa (Lax ym. 1986), jolloin myös kationeita sitovien funktionaalisten ryhmien määrä turpeessa lisääntyy. Pintaturpeen CEC-arvot olivat alempia kerroksia suuremmat kuitenkin myös sararämeillä (Westman 1981). Myöskään Puustjärvi (1956) ei havainnut riippuvuutta CEC:n ja maatuneisuusasteen välillä turvenäytteissä, jotka oli otettu eri suotyypeiltä Suomessa.

Mikäli  $\text{NH}_4^+$ :n oletetaan pidättävän pääasiassa ylimpään 0–15 cm:n kerrokseen, ja  $\text{NH}_4^+$ :n poistuma aiheutuisi vain kemiallisesta pidättymisestä turpeeseen, kentät voisivat pidättää  $\text{NH}_4^+$  turvetuotannon valumavesistä tutkimuksen aikaisilla kuormituksilla ja 25 – 70 % reduktiolla kuitenkin vain alle puoli vuotta. Vesi virtaa Komsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä, ja todennäköisesti myös muilla tutkituilla kentillä, pääasiassa 0–20 cm:n pintakerroksessa (Ihme 1994). Turpeeseen pidättynyt  $\text{NH}_4^+$  on suurelta osin vaihtuvaa, ja sitä poistuu kentältä nitrifikaatio-denitrifikaatioreaktioiden seurauksena (ks. kohta 2.8). On todennäköistä, että nämä prosessit estävät turpeen kyllästymisen  $\text{NH}_4^+$ :lla, ja kenttien käyttöikä on edellä esitettyä arviota pitempi. Tästä syystä typen poistumat eivät ole yleensä heikentyneet johdettaessa suolle jätevettä jatkuvasti tietyllä kuormitusnopeudella (Richardson ja Nichols 1985). Myös kasvillisuus ja turpeen mikrobit voivat käyttää hyväkseen turpeeseen pidättynyttä ammoniumtyyppiä. Näin turpeeseen sitoutunutta ammoniumtyyppiä jää myös kentän biologisiin ravinnekiertoihin.

### 2.7.5 Johtopäätökset

1) Mikäli  $\text{NH}_4^+$ :n poistuma aiheutuisi kokonaisuudessaan kemiallisesta pidättymisestä turpeeseen, riittäisi kenttien turpeen kapasiteetti pidättämään  $\text{NH}_4^+$  alle puoli vuotta kentille tutkimuksen aikana kohdistuineilla kuormituksilla. Kenttien todellinen käyttöikä tässä suhteessa on todennäköisesti kuitenkin pitempi, koska turpeeseen sitoutunutta ammoniumtyyppiä poistuu kentältä denitrifikaation seurauksena ja siirtyy osittain kentän biologisiin ravinnekiertoihin.

## 2.8 Denitrifikaation merkitys typen poistumisissa

### 2.8.1 Johdanto

Lähes kaikki arviot denitrifikaationopeuksista suoekosysteemeissä ovat perustuneet potentiaalisen denitrifikaation mittaamiseen, ja tämän seurauksena denitrifikaation merkitys niissä voi olla suuresti yliarvioitu (Bowden 1987). Asetyleeni-inhibitiomenetelmää pidetään lupaavana maaperän denitrifikaation kenttämittausmenetelmänä. Asetyleenin ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ) on osoitettu estävän  $\text{N}_2\text{O}$ :n pelkistymistä useiden denitrifikaatiobakteerien toimesta (Balderston ym. 1976, Yoshinari ja Knowles 1976, Yoshinari ym. 1977). Se estää denitrifikaation tuloksena syntyneen  $\text{N}_2\text{O}$ :n pelkistymisen edelleen  $\text{N}_2$ :ksi, jolloin denitrifikaatiota on mahdollista mitata  $\text{N}_2\text{O}$ :n emission avulla (Tiedje ym. 1989).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli arvioida kenttämittausten perusteella, mikä merkitys biologisella denitrifikaatiolla on typen poistumisissa pintavalutuskentillä.

## 2.8.2 Aineisto ja menetelmät

### 2.8.2.1 Aineisto

Tutkimus tehtiin Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä (kuva 4). Denitrifikaatiota mitattiin 29.6., 27.7., 17.8., 7.9. ja 28.9. 1992 kentän keskilinjalla 30, 60 ja 90 metrin päässä kentän yläpuolisesta jako-ojasta. Useimmiten mitattiin myös turpeen lämpötila, pintaveden pH ja redoxpotentiaali ( $E_h$ ) sekä veden pinnan korkeus kentällä (taulukko 10). Lisäksi syyskuussa 1991 mitattiin  $E_h$  ja pH kentän keskiosan ja ulkopuolisen vertailualueen 40 cm syvästä turveprofiilista. Pintaveden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -,  $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja  $\text{O}_2$ -pitoisuus ja  $E_h$  eri puolilla kenttää mitattiin kesä- ja syyskuussa 1992. Syyskuussa nämä mittaukset tehtiin myös eri syvyyksiltä turpeesta virtaavasta vedestä. Tässä tutkimuksessa on lisäksi käytetty tietoja hydrologiasta, määttäisyydestä, vedenlaatu seurantaan perustuvista typpikuormituksista ja poistumista sekä tulevan veden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuuksista pintavalutuskentällä vuonna 1992. Tulokset tältä osin julkaistaan tarkemmin raportissa Ihme ym. (1994).

Taulukko 10. Eräitä turpeen, pintaveden ja tulevan veden ominaisuuksia sekä hydrologisia muuttujia Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä vuonna 1992. Määttäiden osuus pinta-alasta on esitetty keskilinjalta ja koko kentältä (suluissa).

Muuttuja	Etäisyys jako- ojasta (m)	Päivämäärä				
		29.6.	27.7.	17.8.	7.9.	28.9.
<hr/>						
Maan lämpötila (–5 cm) (°C)						
	30 m	13,9	15,3	13,1	9,1	8,0
	60 m	13,9	15,5	12,3	9,2	8,1
	90 m	12,7	16,9	11,7	10,1	–
Pintaveden E <sub>h</sub> (mV)	30 m	101	–	103	221	–
	60 m	–	–	197	225	–
	90 m	67	–	230	207	–
Pintaveden pH	30 m	6,2	–	6,4	5,2	–
	60 m	–	–	6,1	5,0	–
	90 m	6,3	–	6,0	5,7	–
Kentälle kohdistunut valuma (l s <sup>–1</sup> km <sup>–2</sup> )		6,4	5,4	23,4	33,0	17,2
Veden viipymä kentällä (h)		5,2	5,3	4,2	3,6	4,5
Veden pinnan korkeus kentällä (cm)						
	30 m	2,0	2,0	3,0	3,5	2,5
	60 m	1,5	1,0	3,0	4,0	2,5
	90 m	2,0	2,0	3,0	4,0	2,5
Kentän määttäisyys (%)		53 (65)	55 (67)	44 (55)	40(51)	47(58)
NO <sub>3</sub> –N–pitoisuus (μg l <sup>–1</sup> )						
– kentälle tuleva vesi		270	400	700	1500	1000
– suotovesi kentän alapuolella		130	110	670	–	1030

### 2.8.2.2 Denitrifikaatio

Kammiot sijoitettiin rimpialueille, jotta anaerobiset olosuhteet eri mittauspaikeilla olisivat yhtäläiset ja kaasun keräys kammioilla onnistuisi. Rimpialueiden osuus on noin 30 – 40 % koko kentän pinta-alasta kesällä pienten virtaamien aikana.

Denitrifikaatiota mitattiin suljetun kammion mittaustekniikalla, jota on käytetty aiemmin kasvihuonekaasujen mittauksissa turvemailta (Crill ym. 1988, Martikainen ym. 1993). Menetelmässä kaasujen emissiot mitataan konsentraation nousuna ottamalla näytteitä kammioista tietyin aikavälein. Pintavalutuskentällä alumiininen kehikko (60 cm x 60 cm, korkeus 25 cm) asetettiin tiiviisti vaakasuoraan kentän pinnalle noin tunti ennen mittausta. Tähän menettelyyn päädyttiin, jotta veden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuus kehikon sisällä olisi mittauksen aikana mahdollisimman lähellä kentällä virtaavan veden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuutta. Kehikon yläreunassa oli alumiininen ura, joka täytettiin vedellä. Mittaus aloitettiin asettamalla alumiininen kansi (60 cm x 60 cm, korkeus 15 cm) vesiuraan, jolloin kammio saatiin suljettua ilmatiiviisti.  $\text{N}_2\text{O}$ :n emissiota mitattiin aluksi ilman asetyleenin lisäystä tunnin ajan. Denitrifikaation mittausta aloitettiin tämän jälkeen lisäämällä kammioon asetyleeniä siten, että sitä oli 10 % ilmatilasta. Ennen asetyleenin lisäystä kaasunäytteitä otettiin 15 minuutin ja lisäyksen jälkeen 30 minuutin välein. Kaasunäytteet (60 ml) otettiin tiiviisiin muoviruiskuihin. Denitrifikaation voimakkuus laskettiin  $\text{N}_2\text{O}$ :n konsentraation noususta siltä osalta mittausta, kun asetyleenin inhibiitio alkoi vaikuttaa ja  $\text{N}_2\text{O}$ :n tuotto kiihtyi. Kunkin mittaussarjan alussa ja lopussa kehikon sisältä otettiin myös vesinäytteet (20 – 30 ml) 5 ja 15 cm:n syvyydeltä turpeesta tiiviisiin muoviruiskuihin.  $\text{N}_2\text{O}$  mitattiin HP Series II kaasukromatografilla 24 tunnin kuluessa näytteiden otosta. Vesinäytteiden sisältämä  $\text{N}_2\text{O}$  mitattiin ruiskuihin lisätystä typpitilasta voimakkaan ravistamisen jälkeen (McAuliffe 1971).

### 2.8.2.3 Muut määritykset

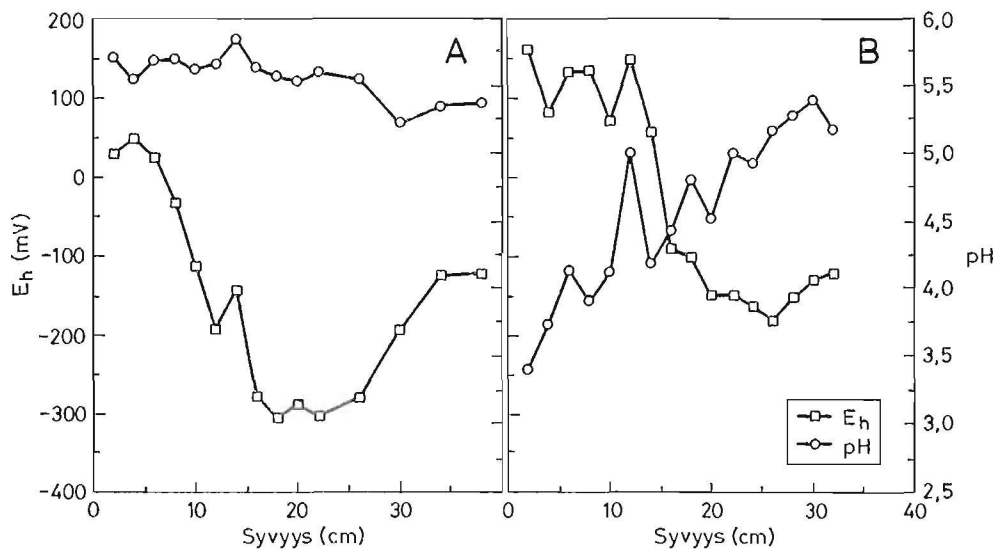
Turpeen lämpötila mitattiin kentän 20 cm:n pintakerroksesta 5 cm:n välein Pt 100(1/10 DIN, 4-lankatekniikka) lämpömittarilla. Redokspotentiaali ja pH mitattiin mittauskammioiden läheltä pintavedestä ja turveprofiilista Knick 751 mittarilla Pt 4805- ja Ingold 453- elektrodilla. Kentän hydrologian ja vedenlaatuseurannan menetelmät on esitetty julkaisuissa Ihme ym. (1991) ja Ihme (1994).

### 2.8.3 Tulokset

Pintavalutuskentän turpeen lämpötila 5 cm:n syvyydessä oli tutkimuksen aikana 8,0 – 16,9 °C (taulukko 10). Lämpötilat olivat korkeimmillaan heinäkuussa ja alhaisimmillaan syyskuun lopussa. Kentän pintaveden redoxpotentiaali lähellä mittauskammioita oli tutkimuksen aikana 24 – 168 mV ja pH 5,0 – 6,4. Pintaveden  $E_h$ -arvot eri puolilla kenttää olivat 34 – 180 mV kesäkuussa ja 190 – 209 mV syyskuussa. Kesä-elokuussa mitatut pH-arvot olivat korkeampia kuin syyskuun alussa mitatut arvot (taulukko 10). Kentän keskiosan turveprofiilissa  $E_h$ -arvot olivat suurimmillaan, 49 mV, 4 cm:n syvyydessä ja alenivat edettäessä noin 20 cm:n syvyyteen saavuttaen minimiarvonsa –305 mV tässä kerroksessa (kuva 10). Kentältä mitatut  $E_h$ -arvot olivat 0–30 cm:n pintakerroksessa selvästi pienemmät kuin vertailualueella. Turveprofiilin pH-arvot ylimmässä 20 cm:n kerroksessa olivat kentällä 5,5 – 5,8 ja vertailualueella 3,4 – 5,0.

Mittauspäivinä kentälle kohdistunut valuma oli 5,4 – 33,0 l s<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> ja veden viipymä kentällä 3,6 – 5,3 h (taulukko 10). Syyskuussa (2.9.) ennen mittauspäivää kentälle kohdistunut valuma oli poikkeuksellisen suuri, 118,4 l s<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>. Pintaveden korkeus kentän rimpialueille sijoitetuissa kiinteissä mittauspisteissä oli alhaisimmillaan, 1,0 – 2,0 cm maan pinnan yläpuolella, kesä-heinäkuussa ja korkeimmillaan, 2,5 – 4,0 cm maan pinnan yläpuolella, elo-syyskuussa. Myös osa kustakin denitrifikaation mittausalueesta oli veden peitossa. Samana päivänä kentän keskilinjalla mitatuissa vedenpinnan korkeuksissa ei ollut suurta vaihtelua. Veden pinnan yläpuolella olevien





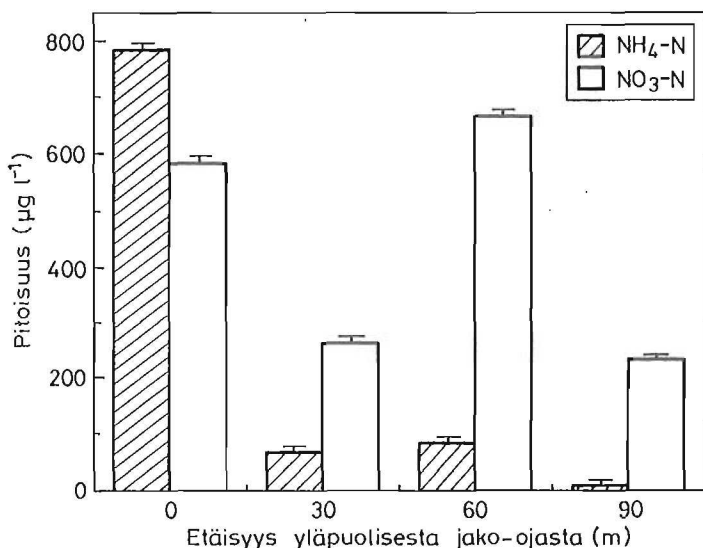
Kuva 10. Redoxpotentiaali ja pH Kompsasuo pohjoisen pintavalutuskentän (A) ja sen ulkopuolisen vertailualueen (B) turveprofiilissa.

mättäiden osuus koko pinta-alasta oli mittauspäivinä kentän keskilinjalla 40 – 55 % ja koko kentällä 51 – 67 %.

Nitraattityypipitoisuus kentälle valuvassa vedessä oli  $270 - 1\,500\ \mu\text{g l}^{-1}$  ja turpeen pinnalla virtaavassa vedessä kentän alapuolella (ns. suotovesi)  $130 - 1\,030\ \mu\text{g l}^{-1}$  (taulukko 10). Pintaveden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -,  $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja  $\text{O}_2$ - pitoisuudet eri puolilla kenttääolivat kesäkuussa  $12 - 630\ \mu\text{g l}^{-1}$ ,  $2 - 400\ \mu\text{g l}^{-1}$  ja  $0,3 - 5,6\ \text{mg l}^{-1}$  ja syyskuussa  $8 - 2\,000\ \mu\text{g l}^{-1}$ ,  $4 - 2\,300\ \mu\text{g l}^{-1}$  ja  $1,3 - 6,7\ \text{mg l}^{-1}$ . Kentällä 10–20 cm:n syvyydessä virranneen veden  $\text{O}_2$ -pitoisuudet olivat  $0 - 1,9\ \text{mg l}^{-1}$  kerroksen ollessa useimmiten hapeton,  $\text{NH}_4\text{-N}$  pitoisuudet  $440 - 1\,600\ \mu\text{g l}^{-1}$  ja  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuudet  $92 - 1\,800\ \mu\text{g l}^{-1}$ . Pintaveden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuudet kentän keskilinjalla pienenevät kesäkuussa 30 metrin matkalla yläpuolisesta jako-ojasta (kuva 11). Ne kohosivat, kun etäisyys jako-ojasta oli 60 m ja laskivat etäisyyden ollessa 90 m. Pitoisuuksien muutokset olivat vastaavat myös syyskuussa. Pintaveden  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet pienenevät kesäkuussa etäisyyden lisääntyessä jako-ojasta. Pieneneminen oli voimakkainta 30 metrin matkalla jako-ojasta. Pienenemistä havaittiin myös syyskuussa, mutta keskimääräinen  $\text{NH}_4\text{-N}$  pitoisuus 90 metrin päässä jako-ojasta oli vielä  $1\,100\ \mu\text{g l}^{-1}$ . Kentän keskiosassa  $\text{NO}_3\text{-N}$  pitoisuudet pienenevät useimmiten turpeessa syvemmälle edettäessä happipitoisuuden vähentyessä, mutta  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuksissa ei havaittu selvää lisääntymistä.

Denitrifikaation voimakkuudessa oli tutkimuksen aikana huomattavaa vaihtelua, arvojen vaihdellessa välillä  $1,0 - 53,4\ \text{g N}_2\text{O-N ha}^{-1}\text{ d}^{-1}$  (taulukko 11). Myös vaihtelu kentän eri osissa samana tutkimuspäivänä oli suurta. Suurimmat arvot kentän keskilinjalla mitattiin heinäkuun lopulla 60 m:n päässä jako-ojasta ja syyskuun alussa 90 m:n päässä jako-ojasta. Keskimääräinen denitrifikaation nopeus oli suurimmillaan heinäkuun lopussa ja syyskuun alussa.  $\text{N}_2\text{O}$ :n emission arvot ilman asetyleenilisäystä olivat  $0 - 21,5\ \text{g N}_2\text{O-N ha}^{-1}\text{ vrk}^{-1}$ .





Kuva 11. NO<sub>3</sub>-N- ja NH<sub>4</sub>-N-pitoisuudet Komsasuo pohjoisen pintavalutuskentän pinnalla virtaavassa vedessä kesäkuussa 1992.

Taulukko 11. Denitrifikaatio (g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> vrk<sup>-1</sup>) Komsasuo pohjoisella pintavalutuskentällä vuonna 1992. + = asetyleeniä lisätty, - = ei asetyleeniä

Mittaus päivämäärä	Etäisyys jako-ojasta (m)							
	30		60		90		x	
	+	-	+	-	+	-	+	-
29.6.	1,0	0,3	2,4	2,6	14,1	1,7	5,8	1,5
27.7.	1,2	0,0	53,4	3,9	14,7	3,5	23,1	2,5
17.8.	10,3	3,7	1,8	1,8	19,1	8,5	10,4	4,7
7.9.	5,2	5,8	20,3	14,9	48,4	21,5	24,6	14,0
28.9.	4,8	4,5	3,0	2,6	- <sup>x)</sup>	-	3,9	3,6

x) = ei mitattu

N<sub>2</sub>O-N-pitoisuus 5 cm syvyydellä kentän turpeessa virtaavassa vedessä oli keskimäärin suurimmillaan syyskuussa (taulukko 12). Mitatut arvot olivat myös elokuussa suurempia kuin kesä-heinäkuussa. Pitoisuudet 5 cm syvyydessä olivat yleensä selvästi suurempia kuin pitoisuudet 15 cm:n syvyydessä.

Denitrifikaatiolla poistunut typpimäärä muodosti kesä-heinäkuussa merkittävän osan vedenlaatuseurannalla havaitusta N-poistumasta (taulukko 13). Kesäkuussa sen osuus oli 44 % kokonaistypen ja 72 % sekä epäorgaanisen typen että nitraattitypen poistumasta. Elo- ja syyskuussa, jolloin kentälle kohdistunut epäorgaanisen typen kuormitus oli selvästi suurempi kuin kesä-heinäkuussa, denitrifikaation merkitys näytti olevan pieni. Toisaalta kuitenkin elo-syyskuussa kentällä valumavedestä poistuneen NO<sub>3</sub>-N:n ja myös NH<sub>4</sub>-N:n määrä oli vedenlaatuseurannan mukaan selvästi suurempi kuin kesä-heinäkuussa (taulukko 13).

Taulukko 12.  $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$  pitoisuus ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) turpeessa 5 ja 15 cm:n syvyydellä virtaavassa vedessä Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä vuonna 1992.

Kuukausi	Syvyys (cm)	Etäisyys jako-ojasta (m)			
		30	60	90	x
Kesäkuu	5	0	0,1	0,4	0,2
	15	0	0	0	0
Heinäkuu	5	0	0,4	0	0,1
	15	0	1,6	0	0,5
Elokuu	5	0,6	1,3	7,7	3,2
	15	0	2,0	0,3	0,8
Syyskuu	5	7,6	0,8	23,8	10,7
	15	0,3	0	0,1	0,1

Taulukko 13. Kompsasuon pohjoiselle pintavalutuskentälle vuonna 1992 vedenlaatu-seurannan mukaan kohdistunut typpikuormitus ja kentälle pidättyneet typpimäärät (suluissa poistumaprosentit), kentältä kenttämittausten mukaan denitrifikaatiolla poistuneet typpimäärät ja näiden määrien osuudet vedenlaatu-seurannalla havaituista poistumista.

	Kesä- kuu	Heinä- kuu	Elo- kuu	Syys- kuu	Koko vuosi
Kentälle kohdistunut kuormitus ( $\text{g ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ )					
Kok. N	145	238	1597	1858	1098
Epäorg.N	75	146	1224	1450	760
$\text{NO}_3-\text{N}$	25	51	508	594	289
$\text{NH}_4-\text{N}$	50	95	716	864	470
Kentälle pidättynyt ( $\text{g ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ )					
Kok.N	13(9)	105(44)	463(29)	-(20)	143(13)
Epäorg.N	8(10)	128(88)	465(38)	508(35)	251(33)
$\text{NO}_3-\text{N}$	8(32)	40(78)	122(24)	149(25)	66(23)
$\text{NH}_4-\text{N}$	0(0)	88(93)	344(48)	458(53)	197(42)
Denitrifikaatio ( $\text{g N}_2\text{O}-\text{N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ )					
	5,8	23,1	10,4	16,4	13,9
Denitrifikaatio seurannan mukaan pidättyneestä määrästä (%)					
Kok.N	44	22	2	-	10
Epäorg.N	72	18	2	3	5
$\text{NO}_3-\text{N}$	72	58	9	11	21

## 2.8.4 Tulosten tarkastelu

Pintavedestä ja turpeesta mitattujen  $E_h$ -arvojen perusteella kentällä voi tapahtua denitrifikaatiota, kuten veden peittämissä maissa yleensäkin (Engler ja Patrick 1974,

Patrick ja Reddy 1976).  $E_h$ -arvot ovat selvästi pienemmät kuin 338 mV, jonka alapuolella denitrifikaation on havaittu käynnistyvän (Patrick 1960, Broadbent ja Clark 1965). Veden johtaminen kentälle todennäköisesti pääosin voimistaa turpeen anaerobisuutta ja näin mahdollisesti parantaa edellytyksiä denitrifikaatiolle. Denitrifikaationopeus on suurin lähellä turpeen aerobisen ja anaerobisen kerroksen rajakohtaa, jossa tapahtuu sekä nitrifikaatiota että denitrifikaatiota. Tämä kerros sijaitsee turpeessa pääosin muutama cm veden pinnan alapuolella. Denitrifikaatiota tapahtuu kuitenkin myös aerobisessa turpeessa, missä voi olla hapettomia mikroympäristöjä (Tiedje ym. 1984, Bowden 1986). On havaintoja, että nitraatti alkaa pelkistyä maassa  $E_h$ -alueella 600 – 300 mV (Takai ja Kamura 1966). Esimerkiksi kentän mättäiden reunoilla on hapetta nitrifikaatiolle mutta myös hapettomia mikroympäristöjä denitrifikaatiolle.

Denitrifikaation maksimi-arvo mitattiin heinäkuussa turpeen lämpötilan ollessa korkeimmillaan, viitaten denitrifikaationopeuden riippuvuuteen lämpötilasta (esim. Isirimah ja Keeney 1973). Turpeen happamuusaste ei näyttäisi asettavan rajoituksia denitrifikaatiolle, koska sekä pintaveden että turpeen pH-arvot olivat yleensä korkeampia kuin pH-arvo 5,5, jonka alapuolella denitrifikaatio hidastuu (Lance 1972, Bartlett ym. 1979, Reddy ym. 1980). Myöskään  $\text{NO}_3\text{-N}$ :n puute ei rajoita denitrifikaatiota, koska nitraattia on sekä puhdistettavassa turvetuotannon valumavedessä että myös kentän yli virranneessa vedessä. Kenttä poistaa turvetuotannon valumavedestä varsin tehokkaasti ammoniumtyyppiä (Ihme ym. 1991, Ihme 1993), jota pidättyy kentän turpeeseen (ks. kohta 2.6.). Turpeeseen pidättynyt  $\text{NH}_4^+$  on suurelta osin vaihtuvaa ja voi käydä läpi nitrifikaation, joka tuottaa  $\text{NO}_3\text{-N}$  denitrifikaatiolle (Lance 1972, Reddy ym. 1976, Bowden 1987). Pintaveden  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuksien pieneneminen ja  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuuksien kasvu kenttää alaspäin edettäessä viittaavat siihen, että  $\text{NH}_4\text{-N}$ :n poistumat voidaan osittain selittää myös nitrifikaatiolla ja tämän jälkeisellä denitrifikaatiolla.

Pintavalutuskentän keskimääräiset denitrifikaationopeudet  $3,9 - 24,6 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$  ovat selvästi pienempiä kuin eräillä USA:n soilla, missä asutuksen jätevesiä puhdistettaessa tyyppiä on arvioitu poistuvan denitrifikaatiolla  $3,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$  (Sloey ym. 1978). Vaikka oletettaisiin, että kaikki pintavalutuksen tuloksena turvetuotannon valumavedestä poistunut nitraattityppi olisi käynyt läpi denitrifikaation, olisi vedenlaatureurantaan perustuva denitrifikaation maksimi-arvo, noin  $150 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ , selvästi pienempi kuin Sloey ym.:n esittämä arvio. Arvot ovat samalla tasolla kuin eräällä suolla Tanskassa, mistä Struve ja Kjoller (1990) ovat mitanneet asetyleeni-inhibitiomenetelmää kentällä käyttäen keskimääräisen denitrifikaationopeuden  $13,4 \text{ g N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ . Myös suomalaisilta ojitetuilta metsää kasvavilta minerotrofisilta soilta on mitattu ilman asetyleeniä  $0,5 - 30 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$  emissioita (Martikainen ym. 1993), jotka ovat samalla tasolla kuin tässä tutkimuksessa. Toisaalta Urban ym. (1988) ovat esittäneet eräillä kohosoilla Minnesotassa ja Ontariossa suoritettujen kenttämittausten perusteella alempia denitrifikaationopeuksia ( $0,05 - 0,55 \text{ g N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ ) kuin tässä tutkimuksessa. Myös Hemond (1983) on mitannut alempia denitrifikaatioarvoja,  $< 2,74 \text{ g N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ , Thoreauin keidassuolta USA:ssa laboratorio-inkuboinneissa asetyleeni-inhibitiomenetelmällä. Ombrotrofiset suot tuottavat suomalaistenkin tutkimusten mukaan huomattavasti vähemmän  $\text{N}_2\text{O}$ :ta kuin minerotrofiset suot (Martikainen ym. 1993). Zak ja Grigal (1991) ovat esittäneet tässä tutkimuksessa saatuja suurempia denitrifikaationopeuksia,  $80,4 \text{ g N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$  keväällä ja  $25,3 \text{ g N ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$  syksyllä, eräältä suolta Minnesotassa laboratoriomittausten perusteella. Denitrifikaation merkitys soiden typpitaloudessa näyttää vaihtelevan huomattavasti. Äskettäin on havaittu, että luonnontilaisten boreaalisten soiden  $\text{N}_2\text{O}$ -tuotto (ja luultavasti myös koko denitrifikaatio) on  $\text{NO}_3^-$ :n puutteesta johtuen vähäistä (Martikainen ym. 1993).

Kentällä mitattujen denitrifikaationopeuksien paikallinen vaihtelu on suurta. Saaduille tuloksille on muuallakin ollut tyypillistä, että useimmista yksittäisistä mittauksista saadut tulokset ovat pieniä, ja muutamassa näytteessä on hyvin suuret arvot (Parkin 1987, Christensen ym. 1990). Denitrifikaationopeutta maaperän mikroympäristössä kontrolloi vähintään neljä muuttujaa: denitrifikaatiobakteerien runsaus, ja  $\text{O}_2$ :n,  $\text{NO}_3\text{-N}$ :n sekä liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuudet (Christensen ym. 1990). Näiden

tekijöiden vaikutusta pintavalutuskentällä tulisi tutkia tarkemmin. Kenttämittausten ja pintaveden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuuksien muutosten perusteella denitrifikaatio näyttäisi olevan voimakkainta 0 – 30 metrin ja yli 60 metrin päässä kentän yläpuolisesta jako-rajasta.

Denitrifikaatio on merkittävä typen poistumia selittävä prosessi pintavalutuskentällä, kuten myös asutuksen jätevesien puhdistukseen käytetyillä suoalueilla (Nichols 1980, 1983, Adamus ja Stockwell 1983). Kesä- ja heinäkuussa sillä voidaan selittää 72 % ja 58 % kentällä vedenlaatuseurannan perusteella havaitusta nitraattitypen poistumasta. Veden pinta kentän kiinteissä mittauspisteissä oli näinä kuukausina 1 – 2 cm turpeen yläpuolella.

Denitrifikaation voidaan olettaa olevan tärkeä typen poistumiin johtava prosessi myös loppukesällä ja syksyllä. Tällöin nitraattitypen ja myös ammoniumtypen poistumat olivat vedenlaatuseurannan mukaan selvästi suuremmat kuin kesä-heinäkuussa. Loppukesän ja syksyn poistumia ei voida selittää pidättymisellä kasvillisuuteen ja turpeen mikrobeihin, koska tämä pidättyminen on tehokkaimillaan alku- ja keski-kesällä. Syksyllä kasvillisuuden ja mikrobien ravinteidenoton vähäisyydestä johtuvan suuremman  $\text{NO}_3\text{-N}$ :n saatavuuden pitäisikin johtaa suurempiin denitrifikaationopeuksiin (Groffman ja Tiedje 1989, Zak ja Grigal 1991). Myös  $\text{NO}_3\text{-N}$ :n pelkistyminen  $\text{NH}_4\text{-N}$ :ksi on yleensä veden peittämässä maassa todettu merkityksettömäksi prosessiksi denitrifikaatioon verrattuna (Chen ym. 1972, Reddy ym. 1978, Bartlett ym. 1979). On todennäköistä, että kentältä on poistunut loppukesällä ja syksyllä typpeä denitrifikaatiolla yli  $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ .

Elo-syyskuun kenttämittausten perusteella vain 9 ja 11 % vedenlaatuseurannalla havaitusta  $\text{NO}_3\text{-N}$ :n poistumasta selittyisi denitrifikaatiolla. Tällöin mitatut denitrifikaationopeudet ovat todennäköisesti kuitenkin liian pieniä. Asetyleenin lisäys vaikuttaa voimakkaasti denitrifikaation mittaustulokseen. Mittauskammioihin lisätty asetyleeni ei todennäköisesti korkeamman vedenpinnan vuoksi ole elo-syyskuussa vaikuttanut denitrifikaatioon niin tehokkaasti kuin kesä-heinäkuussa, ja suuri osa denitrifikaation tuottamista typpikaasuista on tällöin todennäköisesti ollut  $\text{N}_2$ :na, jota ei mitattu. Osa  $\text{N}_2\text{O}$ :sta on myös voinut huuhtoutua kentältä virtaavan veden mukana erityisesti elo-syyskuussa, jolloin turpeessa 5 cm:n syvyydellä virtaavasta vedestä mitatut pitoisuudet olivat suurimmillaan. Hemondin (1983) mukaan asetyleeni-inhibitiomenetelmää on vaikea käyttää veden kyllästävässä turpeessa. Tulokset osoittavat, että denitrifikaation kenttämittaus veden peittämästä maasta on vaikeaa, ja tätä varten menetelmiä onkin vielä kehitettävä.

### 2.8.5 Johtopäätökset

- 1) Denitrifikaatio on merkittävä typen poistumia selittävä prosessi pintavalutuskentällä.
- 2) Kentällä mitatut denitrifikaationopeudet olivat samalla tasolla tai suurempia kuin suomalaisilta ojitetuilta ja metsitetyiltä minerotrofisilta soilta aiemmin esitetyt vastaavat arvot.

## 2.9 Typen ja fosforin pidättyminen kasvillisuuteen

### 2.9.1 Johdanto

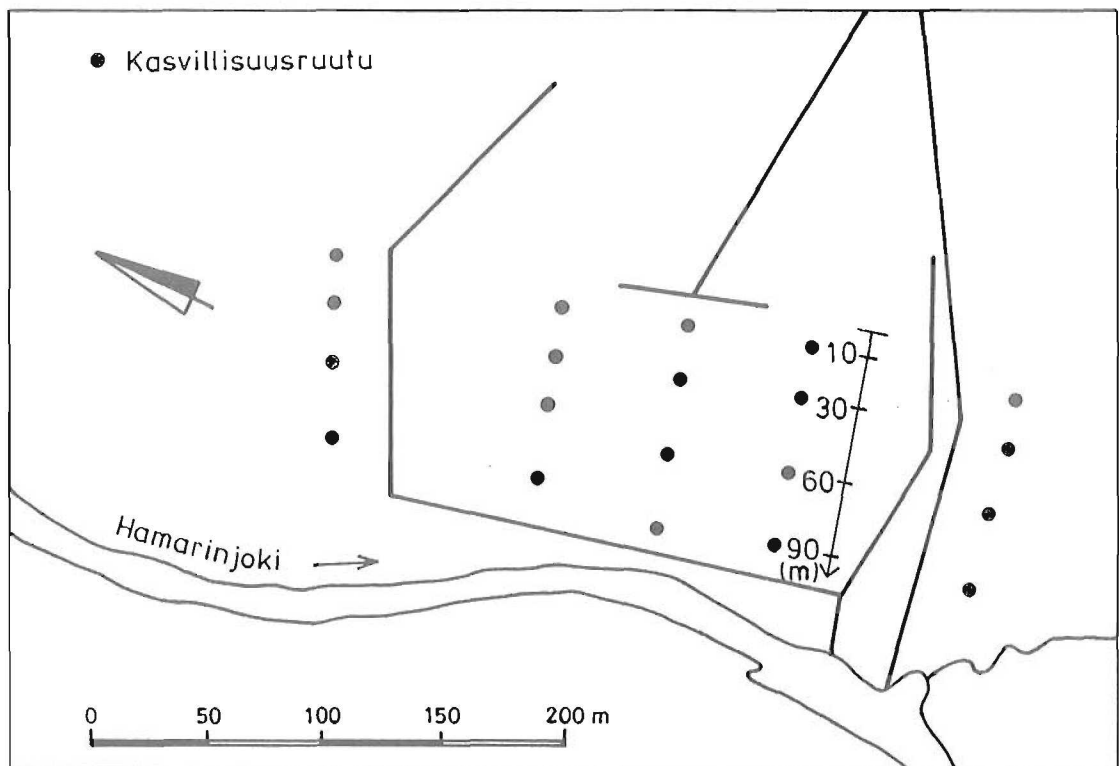
Kasvillisuuden merkitystä typen ja fosforin pidättymisessä useita vuosia käytössä olleella pintavalutuskentällä voidaan arvioida vertaamalla toisiinsa kentän kasvillisuuden pidättämässä ravinnemäärissä käytön aikana tapahtunutta muutosta ja mitattuja ravinnepoistumia. Tausta-arvoina käytetään tällöin kentän ulkopuolisen vertailualueen kasvibiomassojen ravinnemääriä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on arvioida, mikä merkitys kasvillisuudella on pintavalutuskentän typen ja fosforin poistumisissa.

## 2.9.2 Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueena oli Komsasuo pohjoinen pintavalutuskenttä (kuva 4). Kenttä- ja pohjakerroksen kasvilajien peittävydet arvioitiin kentällä elokuun puolivälissä 1992 12 kasvuruudulta ( $1 \text{ m}^2$ ) (kuva 12). Määritykset tehtiin myös 8 vertailuruudulta, jotka sijaitsivat kentän ulkopuolella 25 metriä itään ja länteen pintavalutuskentästä. Peittävydet on arvioitu prosenttiasteikolla. Nimistö on suokasvillisuusoppaan (Eurola ym. 1990) mukainen.

Maanpäälliset putkilokasvien biomassat kerättiin ja analysoitiin kolmessa ryhmässä, joita olivat varvut (sisältäen myös vaivaiskoivun), sarat ja heinät sekä ruohokasvit. Sammalnäytteet kerättiin  $2 \text{ dm}^2$  alalta. Maanalaisten osien (maavarret ja juuret) biomassat määritettiin kentältä 0–20 cm:n syvyydestä otetuista 2 litran turvenäytteistä. Maanalaisesta fytomassasta kerättiin käsin erottelemalla vain vähintään 1 mm vahvuiset elävät osat. Menetelmällä ei täten saada tietoa maanalaisten biomassan ja siihen sitoutuneiden ravinteiden kokonaismäärästä.



Kuva 12. Kasvillisuusruutujen sijainti Komsasuo pohjoisella pintavalutuskentällä.

Kuivattu ( $70^\circ \text{C}$ ) materiaali homogenisoitiin biomassa- ja ravinneanalyysiä varten. Kokonaistyyppi analysoitiin modifioidulla mikro Kjeldahl menetelmällä. Kokonaisfosfori määritettiin kuivapolton jälkeen vanado-molybdaatti menetelmällä (Halonen ym. 1983). Tulokset on ilmoitettu painoyksikköä kohti kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvona.

Tässä tutkimuksessa on myös käytetty tietoja pintavalutuskentälle kohdistuneesta N- ja P-kuormituksesta ja vastaavista poistumista vuosina 1987–1992. Tulokset tältä osin on esitetty tarkemmin julkaisuissa Ihme ym. (1991) ja Ihme (1994). Kasvillisuuden sitomissa ravinnemäärissä pintavalutuksen tuloksena tapahtuneita muutoksia on verrattu kentällä havaittuihin ravinnepoistumiin.

### 2.9.3 Tulokset

Tutkituilla 20 näytealalta tavattiin 66 lajia (taulukko 14). Näistä 18 ilmentää luhtaisuutta (pintavesivaikutusta). Useimmat luhtalajeista esiintyvät molemmilla alueilla. Kuitenkin esimerkiksi hetesirppisammalella (*Warnstorfia exannulata*) ja luhtakuiirisammalella (*Calliergon cordifolium*) on selvästi suuremmat konstanssi- ja dominanssiarvot pintavalutuskentällä kuin vertailualueella. Vallitsevat lajit, erityisesti kentän yläosassa, olivat raate (*Menyanthes trifoliata*) ja jouhisara (*Carex lasiocarpa*). Nämä molemmat ovat oligomesotrofeja lajeja ja indikoivat ainoastaan lievää luhtavaikutusta.

Taulukko 14. Kasvien peittävyysprosentit Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä (PVK) ja vertailualueella (VA). K = konstanssi, D = dominanssi.

	PVK K.D	VA K.D
<u>Varvut</u>	92.6	100.10
<i>Andromeda polifolia</i>	25.+	100.3
<i>Betula pubescens</i>	.	12.+
<i>Betula nana</i>	75.3	62.3
<i>Linnaea borealis</i>	.	12.+
<i>Salix myrtilloides</i>	33.+	.
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	83.2	100.4
<i>V. uliginosum</i>	8.+	25.+
<u>Sarat ja heinät</u>	100.17	100.8
<i>Agrostis canina</i>	.	12.+
<i>Calamagrostis canescens</i>	17.+	.
<i>C. purpurea</i>	17.+	75.1
<i>Carex canescens</i>	17.+	25.+
<i>C. chordorrhiza</i>	92.4	88.2
<i>C. dioica</i>	8.+	50.+
<i>C. lasiocarpa</i>	83.10	87.1
<i>C. limosa</i>	8.+	25.+
<i>C. magellanica</i>	17.+	62.1
<i>C. pauciflora</i>	.	12.+
<i>C. rostrata</i>	42.1	12.+
<i>Eriophorum angustifolium</i>	25.+	37.+
<i>E. vaginatum</i>	.	37.+
<i>Molinia caerulea</i>	.	37.+
<u>Ruohot</u>	100.24	100.10
<i>Angelica sylvestris</i>	.	12.+
<i>Caltha palustris</i>	8.+	.
<i>Epilobium palustre</i>	8.+	12.+
<i>Equisetum fluviatile</i>	58.1	100.+
<i>Filipendula ulmaria</i>	8.+	.
<i>Galium trifidum</i>	17.+	12.+
<i>Listera cordata</i>	.	12.+
<i>Melampyrum pratense</i>	.	75.+
<i>Menyanthes trifoliata</i>	100.17	100.6
<i>Moneses uniflora</i>	.	25.+
<i>Orthilia secunda</i>	.	37.+
<i>Pedicularis palustris</i>	8.+	62.+
<i>Peucedanum palustre</i>	8.+	.
<i>Potentilla palustris</i>	92.5	100.2
<i>Pyrola minor</i>	8.+	12.+

	PVK K.D	VA K.D
Rubus arcticus	8.+	12.+
R. chamaemorus	8.+	.
Trientalis europaea	25.+	50.+
Valeriana sambucifolia	.	12.+
Viola epipsila	17.+	12.+
<u>Ruskosammalet</u>	100.10	100.3
Aulacomnium palustre	75.2	100.1
Bryum pseudotriquetrum	.	12.+
Calliergon cordifolium	17.+	.
C. stramineum	58.3	25.+
Helodium blandowii	17.+	12.+
Hylocomium splendens	.	12.+
Paludella squarrosa	–	12.+
Plagiomnium ellipticum	17.2	25.+
Polytrichum swartzii	25.+	12.+
Pseudobryum cinclidioides	17.+	12.+
Rhizomnium pseudopunctatum	25.1	12.+
R. punctatum	8.+	.
Tomentypnum nitens	.	25.+
Warnstorfia exannulata	50.2	12.+
W. fluitans	8.+	.
<u>Rahkasammalet</u>	100.58	100.84
Sphagnum angustifolium	67.27	100.69
S. centrale	17.+	.
S. magellanicum	17.+	12.+
S. papillosum	75.20	.
S. russowii	8.+	12.+
S. squarrosum	8.+	12.+
S. subsecundum	17.1	25.3
S. teres	50.6	25.2
S. warnstorffii	67.3	75.10
<u>Maksasammalet</u>	.	50.3

Etupäässä mätäspinoilla esiintyvillä varvuilla on pienemmät peittävyudet pintavalutuskentällä kuin vertailualueella. Niinikään kangasmaitikkaa (*Melampyrum pratense*) tavattiin vain vertailualueella.

Pohjakerroksen peittävyys kentän yläosassa oli vain noin kolmannes, kun se kentän reunoilla ja vertailualueella oli yleensä selvästi suurempi. Esimerkiksi jokasuonrahkasammalen (*Sphagnum angustifolium*) peittävyys oli pintavalutuskentällä noin puolet vertailualueen keskipeittävydestä.

Tutkimusruutujen ulkopuolella havaittiin muutamia lajeja (*Salix pentandra*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Epilobium angustifolium*, *Rorippa palustris*), jotka on katsottava uustulokkaiksi.

Kasvillisuuden keskimääräinen biomassa pintavalutuskentällä oli noin 20 % suurempi kuin vertailualueella (taulukko 15). Pintavalutuskentän maanpäällisten osien biomassa



Taulukko 15. Eri kasviryhmien biomassa sekä typpi- ja fosforipitoisuus pintavalutus- kentällä (Pvk) ja vertailualueella (Va) Kompsasuon pohjoisella turvetuotantoalueella.

	Biomassa (g m <sup>-2</sup> )		N (%)		P (%)		Muutos (%)		
	Pvk	Va	Pvk	Va	Pvk	Va	Biomassa	N	P
Kenttäkerros	165,0	106,9	1,39	1,18	0,24	0,29	54	82	28
Varvut	25,0	66,0	1,09	1,00	0,21	0,28	-62	-59	-71
Sarat + heinät	83,2	27,9	1,42	1,11	0,22	0,22	198	281	200
Ruohot	56,8	13,0	1,65	1,44	0,28	0,40	337	395	206
Sammalet	74,2	191,5	1,15	0,78	0,21	0,19	-61	-43	-57
Maanalainen	537,7	350,0	0,91	0,85	0,17	0,25	54	64	4
Keskiarvo			1,24	1,00	0,22	0,26			
Kokonaismäärä	776,9	648,4					20	40	-5

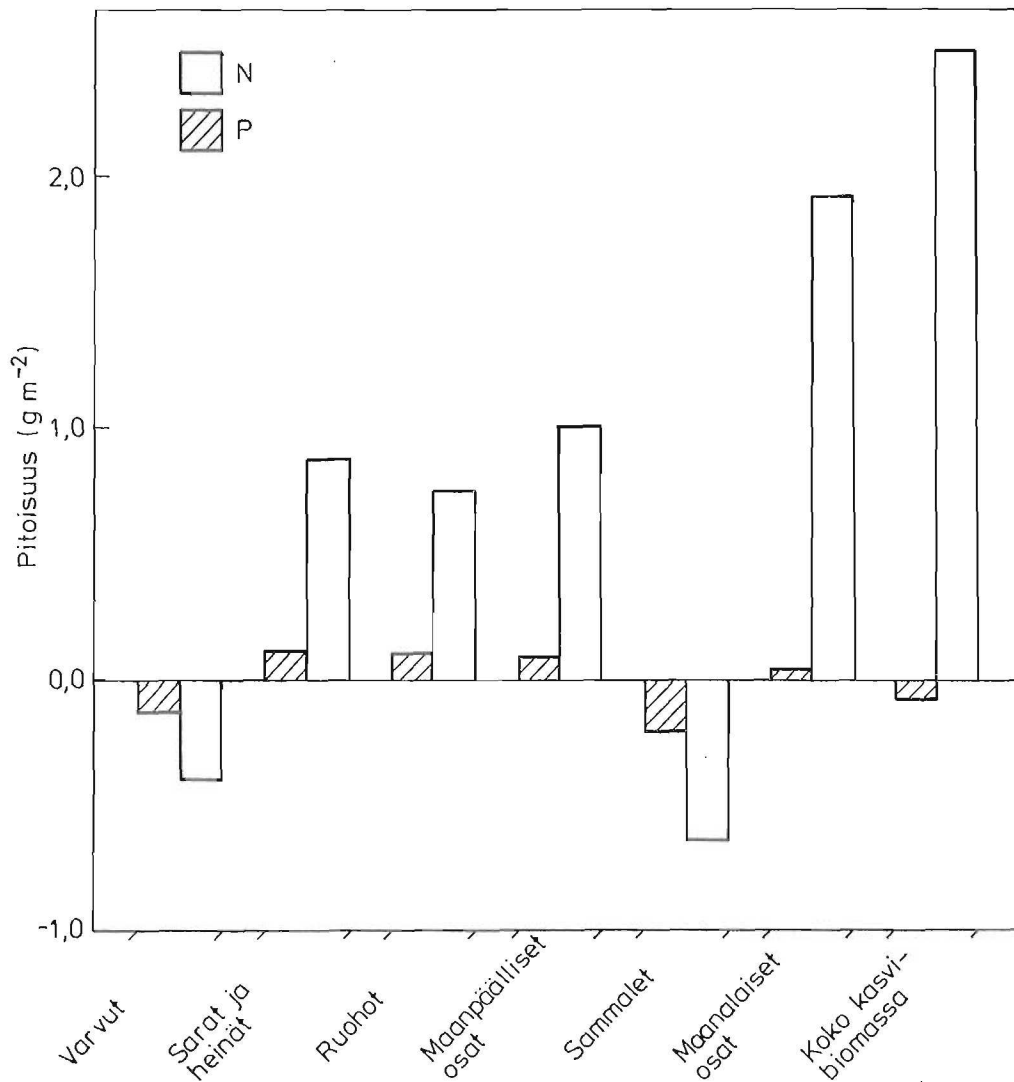
oli 54 % vertailualueen vastaavaa biomassaa suurempi, mikä johtui pääasiassa sarojen ja heinien sekä ruohokasvien runsastumisesta. Toisaalta varpujen sekä sammalten biomassat pintavalutuskentällä olivat noin 60 % vastaavaa vertailualueen biomassaa pienempiä. Maanalaisten osien biomassa kentällä oli 54 % suurempi kuin vertailu- alueella.

Keskimääräinen typpipitoisuus pintavalutuskentän kasvillisuuden eri ryhmissä oli 0,91 – 1,65 % ja keskimääräinen fosforipitoisuus 0,17 – 0,28 % (taulukko 15). Suurimmat ravinnepitoisuudet mitattiin ruohokasveista. Pienimmät typpipitoisuudet mitattiin kasvien maanalaisista osista ja pienimmät fosforipitoisuudet sammalista. Typpipitoi- suudet olivat kaikissa ryhmissä suuremmat pintavalutuskentällä kuin vertailualueella. Tätä ei havaittu fosforipitoisuuksissa.

Maanalainen kasvibiomassa (yli 1 mm:n elävät juuret) muodosti keskimäärin noin 69 % koko kasvibiomassasta pintavalutuskentällä ja 54 % vertailualueella (taulukko 15). Vastaavat osuudet tähän biomassaansa sitoutuneella fosforilla olivat 62 % ja 57 % ja typellä 60 % ja 53 %. Pintavalutuskentällä maanalaisiin ja maanpäällisiin kasvinosiin sitoutuneiden fosforimäärien suhde oli 2,3 ja typpimäärien suhde 2,1 vastaavien lukujen ollessa vertailualueella 2,8 ja 2,4.

Koko kasvibiomassan P-määrä pintavalutuskentällä oli 5 % pienempi kuin vertailu- alueella (kuva 13). Kasvien maanpäällisten osien P-määrä pintavalutuskentällä oli 28 % suurempi kuin vertailualueella. Sammalten P-määrä pintavalutuskentällä oli 57 % pienempi kuin vertailualueella, kun taas kasvien maanalaisten osien P-määrä oli 4 % suurempi kuin vertailualueella.

Toisaalta koko kasvibiomassan N-määrä oli pintavalutuskentällä 40 % suurempi kuin vertailualueella (kuva 13). Kasvien maanpäällisten osien N-määrä oli 82 % suurempi kuin vertailualueella, mikä oli tulosta saroihin ja heiniin sekä ruohoihin pidättyneen määrän voimakkaasta kasvusta ja varpuihin sitoutuneen määrän vähenemisestä. Sammalten N-määrä pintavalutuskentällä oli 43 % pienempi kuin vertailualueella, kun taas kasvien maanalaisten osien N-määrä oli 64 % suurempi kuin vertailualueella.



Kuva 13. Pintavalutuskentän kasvillisuuteen sitoutuneen N- ja P-määrän muutos kentän ulkopuoliseen vertailualueeseen verrattuna.

Vuosina 1987–1992 kentälle pidättyi tai sen kautta valumavedestä poistui vedenlaatu-seurannan mukaan noin 34 kg fosforia, 10 kg fosfaattifosforia, yli 1500 kg typpeä, lähes 500 kg nitraattityppeä ja yli 1000 kg ammoniumtyppeä (taulukko 16). Kasvi-biomassan N-määrä koko pintavalutuskentällä oli vuonna 1992 noin 195 kg ja P-määrä noin 35 kg. Kasvibiomassaan sitoutunut N-määrä oli noin 60 kg suurempi pintavalutuskentällä kuin sen ulkopuolisella vertailualueella (taulukko 17). Tämä määrä (60 kg) oli vain noin 4 % kentälle kuuden vuoden aikana pidättyneestä epäor-gaanisen typen määrästä (taulukko 17). Kasvibiomassaan sitoutunut P-määrä oli vähentynyt pintavalutuskentän käytön aikana, joten kasvillisuudella ei ollut merkitystä P:n pidättymisessä.

#### 2.9.4 Tulosten tarkastelu

Testi- ja vertailualueen kasvistossa ei voida havaita oleellista eroa. Kuitenkin esimerkiksi raatteen ja jouhisaran rehevät kasvustot ovat hyötäneet pintavalutuksesta. Raatteen on todettu hyötävän suon kosteuden lisääntymisestä (Clymo 1983). Myös muutamat luhtalajit, niin kenttä- kuin pohjakerroksessakin, ovat hyötäneet käsittelystä. Kokonaan uusia lajeja pintavalutuskentällä on vain muutama, nämäkin kasvavat lähinnä ojissa eivätkä itse kentällä. Pintavalutuksesta ovat eniten kärsineet varvut ja eräät rahkasammalet. Rahkasammalten kasvu heikkenee niille luontaista kosteammassa

Taulukko 16. Kompsasuon pohjoiselle pintavalutuskentälle vuosittain vedenlaatu-  
tuseurannan mukaan pidättyneet typen ja fosforin määrät sekä keskimääräiset  
poistumaprosentit.

Vuosi	Kok.P		PO <sub>4</sub> -P		Kok.N		NO <sub>3</sub> -N		NH <sub>4</sub> -N	
	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)
1987	3,4	64	0,8	63	145	71	–	–	93	88
1988	4,0	46	1,0	50	209	55	53	3	131	62
1989	8,8	53	1,7	42	428	54	32	20	251	81
1990	5,2	66	0,8	64	277	60	46	35	178	90
1991	11,6	45	4,5	45	561	34	309	52	428	72
1992	0,9	5	1,0	17	94	13	44	23	130	42
1987–1992	33,9		9,8		1714		484		1211	

Taulukko 17. Kasvibiomassan typpi- ja fosforimäärien muutokset koko kentän pinta-  
alaa kohti, ja näiden muutosten osuudet vedenlaatu- seurannan mukaan pidättyneistä  
PO<sub>4</sub>-P:n ja epäorgaanisen typen määristä Kompsasuon pohjoisella turvetuotantoalu-  
eella vuosina 1987–1992.

	P		N	
	(kg)	(%)	(kg)	(%)
Varvut	-3,2	-33	-9,4	-1
Sarat, heinät ja ruohot	+5,5	+56	+39,0	+2
Sammalet	-5,0	-51	-15,4	-1
Maanalainen	+0,9	+9	+45,8	+3
Koko biomassa	-1,8	-18	+60,0	+4

ympäristössä (Clymo 1983). Lisäksi elinympäristön NH<sub>4</sub>-N pitoisuuden lisääntyminen voi haitata rahkasammalten kasvua (Rudolph ja Voigt 1986). Turvetuotannon valumavesille ovat luonteenomaisia suuret NH<sub>4</sub>-N-pitoisuudet. Se, että rahkasammalet eivät muodosta yhtenäistä pohjakerrosta pintavalutuskentällä, viittaa siihen, että kentällä (= keinotekoisella luhdalla) lähestytään näiltä osin samantyyppistä kasvistollista rakennetta kuin luonnotilaisilla luhdilla (ks. Eurola ym. 1984).

Pintavalutuskentän kasvibiomassa on lisääntynyt vertailualueen kasvibiomassaan verrattuna kentän kuuden käyttövuoden aikana. Erityisesti kasvien maanalaisen osien sekä sarojen ja ruohojen biomassat ovat lisääntyneet, kun taas sammalten ja varpujen biomassa on vähentynyt. Sarojen ja raatteen runsastuminen lienee pääasiallinen syy maanalaisen biomassan kasvulle. Alueen kasvit näyttävät varastoivan vuotuisen nettotuotannon suurelta osin maanalaiseen biomassaan, mikä lisääntyi pintavalutuskentällä kuuden vuoden aikana paljon enemmän kuin maanpäällinen biomassa. Tämä on usein havaittu myös muilla soilla (Richardson ym. 1978). Maanalainen biomassa ja sen osuus koko biomassasta oli kummallakin alueella kuitenkin paljon pienempi kuin eräällä runsasravinteisella aapasuolla Ruotsin keskiosissa, mistä on esitetty maanalaisille eläville osille arvo yli 4 kg m<sup>-2</sup> (Sjörs 1991).

Pintavalutuskentän putkilokasvien keskimääräiset N- ja P-pitoisuudet ja maanpäällisten osien N- ja P- määrät ovat samalla tasolla kuin Johnston (1991) on esittänyt soille yleensä: tyypellä 1 – 3 % ja 0,4 – 72 g N m<sup>-2</sup> ja fosforilla 0,1 – 0,3 % ja 0,1 – 6,8 g P m<sup>-2</sup>. Kasvillisuuden fosforimäärät ovat paljon pienemmät kuin eräillä luhdilla USA:ssa, missä fosforia on arvioitu kerääntyvän kasvibiomassaan kasvukauden aikana 20 g m<sup>-2</sup> (Spangler ym. 1977). Toisaalta pintavalutuskentän kasvillisuuden typpimäärät ovat suuremmat kuin eräällä asutuksen jätevesien puhdistukseen käytetyllä suolla USA:ssa (3 g m<sup>-2</sup>, Richardson ym. 1978). Typen johtaminen pintavalutuskentälle näyttää lisäävän alueen kasvien N-pitoisuutta, joka oli kaikissa kasviryhmissä suurempi kuin vertailualueella. N-lannoituksen on osoitettu voivan lisätä suokasvien N-pitoisuutta 10 – 30 % (Coulson ja Butterfield 1978).

Kasveihin sitoutunut P-määrä on vähentynyt kentän käyttöaikana huolimatta kasvibiomassan lisääntymisestä. Tämä johtuu pääasiassa siitä, että varpuihin ja sammaliin pidättyneet määrät vähenivät huomattavasti. Myös varpujen, ruohojen ja maanalaisten osien P-pitoisuudet ovat pienemmät kentällä kuin vertailualueella. Pintavalutus voi vaikeuttaa kasvien fosforin ottoa, mikä on havaittu veden peittämissä maissa (Drew ja Sisworo 1979, Schat 1984). Samoin voi vaikuttaa myös fosforin saostuminen kentällä raudan kanssa (McKee ym. 1984). Kentälle johdettujen turvetuotannon valumavesien rautapitoisuus on suuri (Ihme ym. 1991, Ihme 1994).

Kasveihin sitoutunut N-määrä on lisääntynyt kentän käyttöaikana, koska sekä kasvibiomassa että myös eri kasviryhmien N-pitoisuudet ovat lisääntyneet. Sammalten sekä sarojen ja ruohojen N-pitoisuus on lisääntynyt eniten. Veden pinnan nousun on usein havaittu lisäävän suokasvien typen ottoa (Islam ja Islam 1973, Kozłowski ja Pallardy 1984).

Vain pieni osa vuotuisesta ravinteiden pidättymisestä pintavalutuskentälle voidaan selittää pidättymisellä kasvillisuuteen, kuten myös Richardson and Nichols (1985) ovat havainneet jätevesitutkimuksissaan. Kuutena käyttövuotena kentälle on pidättynyt tai sen kautta on poistunut vedenlaatureurannan mukaan noin 10 kg fosfaattifosforia ja noin 1500 kg epäorgaanista typpeä. Kentän kasvibiomassan typpimäärän lisä 60 kg muodostaa vain noin 4 % kentän kuuden vuoden aikaisesta epäorgaanisen typen poistumasta. Toisaalta kasvillisuuden kyky pidättää fosforia on heikentynyt, kun suo- aluetta on käytetty pintavalutuskenttänä.

Pääasiallinen syy PO<sub>4</sub>-P:n ja NH<sub>4</sub>-N:n poistumiin kentällä on todennäköisesti kemiallinen pidättäminen turpeeseen (ks. kohdat 2.6 ja 2.7). Turpeen merkitystä ravinteiden pidättymisessä on korostettu monissa tutkimuksissa (Nichols 1980, Richardson 1985, Bastian ja Benforado 1988). Ravinteiden pidättymisellä turpeeseen on todennäköisesti tärkeä merkitys pintavalutuskentän kasvillisuuden ravinteiden otolle, koska soiden putkilokasvit ottavat ravinteensa etupäässä maasta eivätkä vedestä (Stewart ja Ornes 1975, Wetzel 1990). Kasvien vaikutus veden laatuun ei luultavasti olekaan välitön (Boyt ym. 1977, Klopatek 1975). Niiden ravinteiden otto turpeesta voi lisätä ravinteiden siirtymistä vedestä turpeeseen, kuten myös Klopatek (1978) on arvellut. Kentän kasvillisuus voi näin välillisesti edistää turvetuotannon valumaveden puhdistumista. Ravinteiden kasvukauden aikaisella pidättymisellä kasvillisuuteen voi olla tärkeä merkitys vesiensuojelun kannalta, koska rehevöitymisen aiheuttamat haitat kuormituksen vastaanottavissa vesissä ovat tällöin yleensä suurimmat (Adamus ja Stockwell 1983).

Osa kasvien pidättämistä ravinteista voi varastoitua pysyvästi maanalaisiin osiin. Tässä varastoinnissa suokasvien on todettu olevan varsin tehokkaita (Sloey ym. 1978). Kasvien maanalaisiin osiin pidättynyt ravinnemäärä oli kummallakin alueella yli kaksinkertainen verrattuna maanpäällisten osien ravinnemäärään. Tässä käsiteltävä aineisto ei anna tietoa tämän varastoitumisen merkityksestä, koska biomassat on kerätty parhaan kasvukauden aikana. Ravinteiden varastointi maavarsiin voi vähentää kasvien ravinteiden ottoa ulkopuolelta (Dickinson 1983).

Pintavalutuskentältä on havaittu syystulvan aikana ajoittain huuhtoutuvan epäorgaanista tyyppiä ja fosfaattifosforia (Ihme 1994). Näistä ravinteista osa voi olla peräisin hajoavasta ja kuolevasta kasvillisuudesta, kuten myös muilla soilla (Mason ja Bryant 1975, Kadlec ja Kadlec 1978, Adamus ja Stockwell 1983).

### 2.9.5 Johtopäätökset

- 1) Kasvillisuudella on vähäinen merkitys ravinteiden pidättymisessä pintavalutuskentälle vuositasona.
- 2) Pintavalutuksesta ovat hyötynneet eräät luontaisesti kosteimmilla suoalueilla esiintyvät lajit, esimerkiksi raate ja jouhisara.
- 3) Pintavalutus lisäsi suoalueen kasvibiomassaa ja kasveihin sitoutunutta N-määrää, mutta vähensi kasveihin sitoutunutta P-määrää.

## 3 ORGAANISTEN AINEIDEN JA RAUDAN PIDÄTTYMINEN

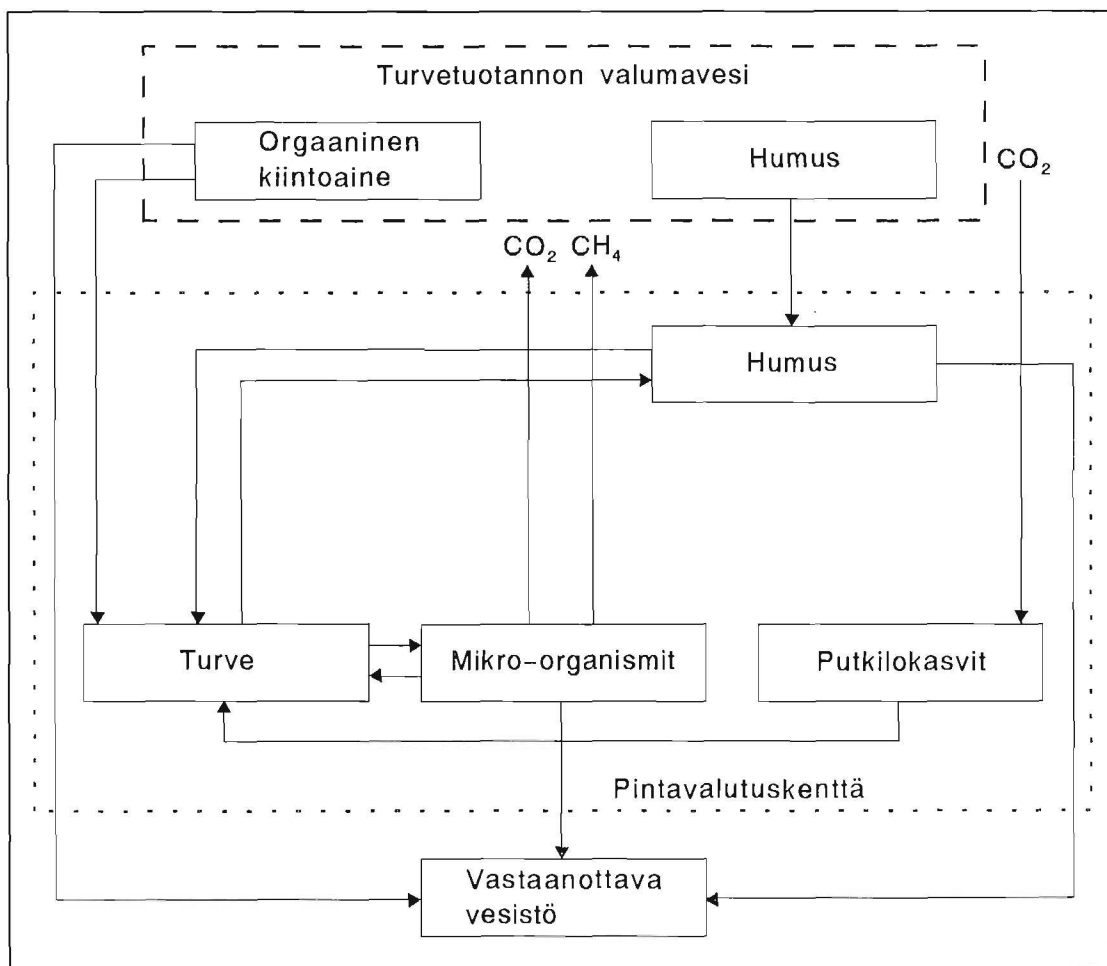
### 3.1 Yleisiä periaatteita

Pintavalutuskentät pidättävät turvetuotannon valumavedestä ravinteiden ohella myös orgaanisia aineita ja rautaa (Ihme ym. 1991, Ihme 1994). Esimerkiksi Kuivaniemellä sijaitsevan Kompsasuon turvetuotantoalueen pohjoisosan pintavalutuskentällä orgaanisten aineiden kokonaispoistuma oli kemiallisen hapenkulutuksen arvojen perusteella keskimäärin 23 % ja kokonaisraudan vastaava poistuma 31 %. Liukoisten orgaanisten aineiden poistuma oli keskimäärin 16 %, ja "liukoisen" raudan vastaavasti 47 %. Menetelmä poistaa orgaanisia aineita varsin tehokkaasti myös asutuksen jätevesistä (Dubuc ym. 1986).

Puhdistettaessa turvesoiden valumavesiä pintavalutuksella orgaanisia aineita ja rautaa pidättyy kiintoaineen ja humuksen mukana (kuvat 14 ja 15). Kiintoaineen pidättymisen kentälle on tehokkainta pienten virtaamien aikana ja huuhtoutumista voi tapahtua etenkin tulvakaushina. Pääasialliset pidättymismekanismit lienevät mekaaninen suodattuminen kentän pintaturpeeseen ja kasvillisuuteen ja osin myös sedimentaatio. On mahdollista, että kiintoainetta kulkeutuu kentällä vähitellen veden mukana alaspäin. Kiintoainepoistumia seurattaessa on otettava huomioon se, että kentältä voi etenkin kesällä huuhtoutua myös leviä (Kadlec 1979), jotka tulevat määritetyksi kiintoaineena.

Ruskeiden vesien liukoisista orgaanisista aineista suurin osa on humusaineita, mitkä on määritelty kolloidisiksi orgaanisiksi polyelektrolyyteiksi (Thurman 1985). Humusaineet muodostavat pääosan näiden vesien orgaanisista aineista. Suurin osa happipitoisten vesien "liukoisesta" raudasta on sitoutunut humusaineisiin, pääasiassa suuriin humusmolekyyleihin (Shapiro 1964, Ghassemi ja Christman 1968, Koenings ja Hooper 1976, Giesy ja Briesse 1977). Näihin humusmolekyyleihin sitoutuu myös fosforia (Jackson ja Schindler 1975, Jones ym. 1988). Edellä esitetty raudan ja fosforin sitoutuminen on havaittu myös Kiiminkijoen vesistössä, sekä joki- ja ojavesissä että myös turvetuotantoalueiden valumavesissä (Heikkinen 1990a).

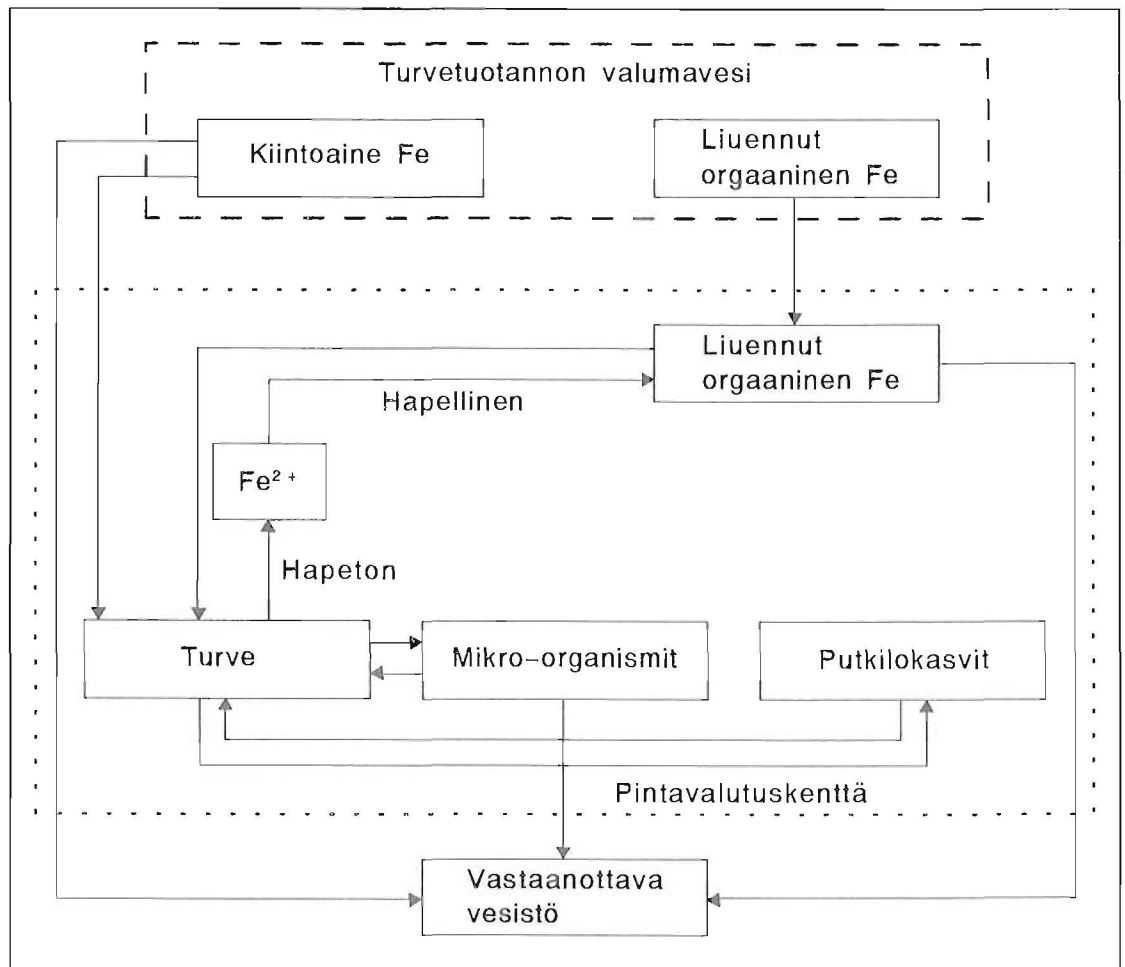
Suuri rautapitoisuus voi edistää humusaineiden saostumista ja sedimentoitumista (Shapiro 1964, Thurman 1985). Tämä raudan vaikutus kohdistunee suurimmaksi osaksi suurimolekyylipainoisimpiin humusaineisiin, joihin rauta on pääasiassa sitoutunut. Onkin oletettavaa, että pintavalutus poistaa turvesoiden valumavedestä tehokkaimmin suurimolekyylipainoisia humusaineita. Näiden mukana valumavedestä poistuu rautaa ja fosforia.



Kuva 14. Orgaanisten aineiden pidättyminen pintavalutuskentälle

Suoalueen käyttö pintavalutuskenttänä voi voimistaa raudan liukenemistä syvemmistä turvekerroksista, joiden anaerobisuus voi lisääntyä veden pinnan noston seurauksena. Hapettomassa turpeessa rauta esiintyy liukoisena, kahdenarvoisena ferrorautana. Sitä voi saostua okrana pintaturpeeseen hapettoman ja hapellisen kerroksen rajakohdassa. Okrassa on raudan epäorgaanisia suoloja ja orgaanisia aineita (Puustjärvi 1953). Edellä mainituista raudan liukenemisestä ja saostumisesta voi johtua se, että rautapitoisuudet Komsasuo pohjoisella pintavalutuskentällä ovat usein olleet 5 – 50 cm:n turvekerroksessa pienempiä mutta 0 – 5 cm:n kerroksessa suurempia kuin kentän ulkopuolisella vertailualueella (Ihme ym. 1991). Pintaturpeen rautapitoisuus lisääntyy myös kiintoaineen ja humuksen pidättyessä kentälle. Mikäli kentältä huuhtoutuu rautaa, on se okrana tai veteen "liukoisina" humus-rauta kolloideina.

Orgaanisten aineiden hajotessa pintavalutuskentiltä vapautuu hiilidioksidia, etenkin kesän kuivina kausina (Silvola 1988). Luontaista korkeammalla oleva veden pinta kuitenkin vähentää orgaanisten aineiden hajoamista. Turpeen orgaanisten aineiden hajotus voi voimistua myös kentille pidättyneiden ravinteiden vaikutuksesta (Silvola 1988). Kentän anaerobisesta turpeesta vapautuu myös metaania.



Kuva 15. Raudan pidättyminen pintavalutuskentälle.

## 3.2 Humuksen ja sen kuljettamien aineiden pidättyminen

### 3.2.1 Johdanto

Humuksen ja sen kuljettaman raudan sekä fosforin pidättymistä pintavalutuskentälle voidaan tutkia geelisuodatuksella, joka erottaa veden orgaanisten aineiden heterogeenisestä seoksesta homogeenisempia fraktioita. Menetelmää on käytetty useissa tutkimuksissa (Ghassemi ja Christman 1968, Lean 1972, Jackson ja Schindler 1975, Franco ja Heath 1982, Pennanen ym. 1986, de Haan ym. 1987, Heikkinen 1990a), huolimatta sen monista rajoituksista (Swift ja Posner 1971, Söchtig 1972). Sillä on lähes kaikissa tutkimuksissa voitu erottaa humuksesta suurimolekyyllipainoinen, rautaa sisältävä fraktio, jonka erottuminen ei ole juurikaan riippunut ajoliuoksen kemiallisista ominaisuuksista (Pennanen ym. 1986, Aho ja Lehto 1984, de Haan ym. 1987). Myös pintavalutuskentän vedenlaatu seuranta antaa tietoa humuksen ja sen kuljettamien aineiden pidättymisestä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, mikä merkitys humuksella on orgaanisten aineiden, raudan ja fosforin pidättymisessä pintavalutuskentällä. Humuksen laatua tutkittiin geelisuodatuksella toisistaan poikkeavissa hydrologisissa olosuhteissa.



### 3.2.2 Aineisto ja menetelmät

#### 3.2.2.1 Aineisto

Tutkimuskohteena oli Kompsasuon pohjoinen pintavalutuskenttä (kuva 4), missä näytteet otettiin 7.9.1992 ja 29.7.1993 laskeutusaltaan yläpuoliselta mittapadolta, kentän yläpuolisesta jako-ojasta, kentän pinnalla virranneesta ns. suotovedestä kentän alapuolelta ja kentän alapuoliselta mittapadolta. Lisäksi on käytetty tietoja tutkimuspisteiden veden laadusta ja pintavalutuskentän poistumista vuosina 1987–1992. Tulokset tältä osin julkaistaan tarkemmin raporteissa Ihme ym. (1991) ja Ihme (1994).

Elokuun loppu ja syyskuun alku 1992 olivat poikkeuksellisen runsassateiset. Heinäkuussa 1993 näytenotto ajoittui kesän normaalisateiseen kauteen. Syyskuussa 1992 virtaama kentän yläpuolisella mittapadolla oli näyteenottopäivänä  $16,5 \text{ l s}^{-1}$  ja viikkoa sitä ennen keskimäärin  $29,6 \text{ l s}^{-1}$ . Heinäkuussa 1993 vastaavat virtaamat olivat  $2,6 \text{ l}^{-1}$  ja  $2,5 \text{ l}^{-1}$ .

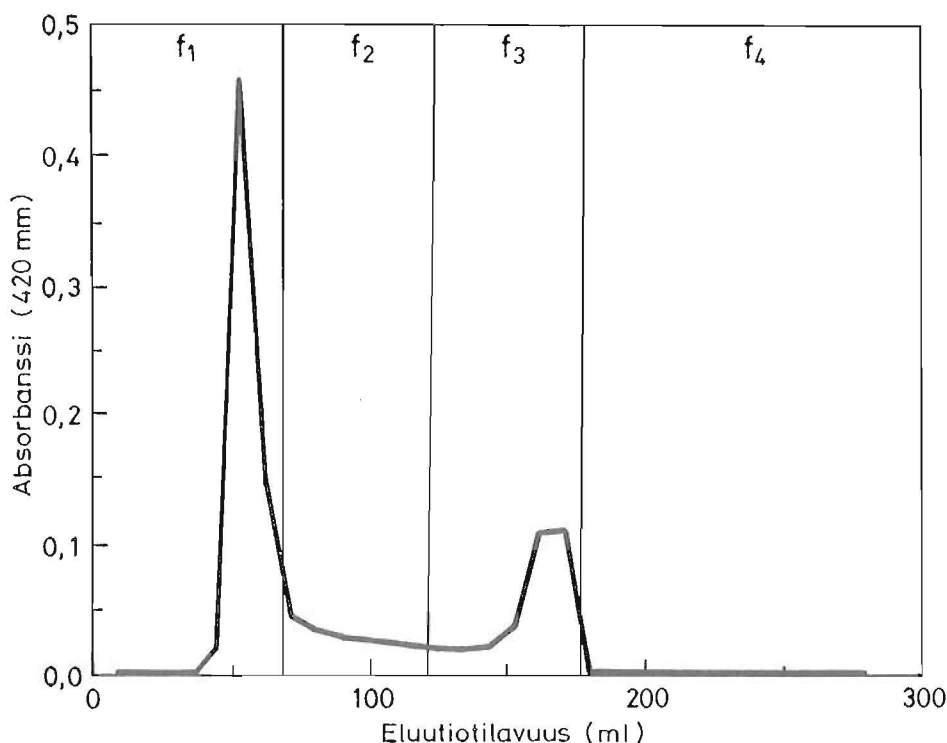
#### 3.2.2.2 Geelisuodatus ja vedenlaatuanalyysit

Näytteet suodatettiin Whatman GF/C suodatinpaperilla (huokoskoko noin  $1,2 \mu\text{m}$ , poltettu  $550^\circ\text{C}$ :ssa 2 h). Jotta kemialliset analyysit geelisuodatusfraktioista onnistuisivat, näytteet konsentroitiin juuri ennen geelisuodatusta 10-kertaisesti alennetussa paineessa  $35^\circ\text{C}$ :ssa pyöröhaihduttimessa (Rotavapor, Buchi, Switzerland). Suodatus vähentää humusaineiden saostumista konsentroidin aikana. Konsentraatit suodatettiin vielä em. tavalla käsitellyn Whatman GF/C suodatinpaperin läpi, jotta geelipylvään kalvot eivät tukkeentuisi. Konsentroidi ja sen jälkeinen suodatus poistivat 17–34 % näytteen väristä, 0–29% fosforista, 22–52% raudasta ja 0–20 % liukoisesta orgaanisesta hiilestä (DOC).

Geelisuodatus suoritettiin Sephadex G-100 geelipatsailla (korkeus 33,0 cm, halkaisija 2,6 cm). Geelin kokonaistilavuus  $V_i$  oli 175 ml. Geelin ulkoinen tilavuus  $V_o$  oli Blue Dextran 2000:lla määritettynä 60 ml. Ennen näytteiden käsittelyä geeliä oli huuhdeltava 2 vuorokautta, jotta se puhdistuisi DOC:sta. Ajoliuoksena käytettiin deionisoitua vettä. Näytteen tilavuus oli 2,9 % geelin kokonaistilavuudesta. Eluution virtausnopeus oli  $0,5 \text{ ml min}^{-1}$ , mikä pidettiin yllä LKB 2120 Varioperpex RII peristalttisella pumpulla. Geelin läpi suodattuneesta näytteestä kerättiin 9 ml:n fraktioita LKB 2112 Redirac fraktionkerääjällä kunnes noin 280 ml ajoliuosta oli virrannut geelin läpi. Näytteiden välillä pylvästä huuhdeltiin 5 h deionisoidulla vedellä.

Näytteiden eluutioprofiilit mitattiin aallonpituudella 420 nm 9 ml:n fraktioista. Muut analyysit ja myös em. absorbanssin mittaussuoritettiin näytteistä, jotka saatiin yhdistämällä 3–4 peräkkäistä 9 ml:n fraktiota 27 tai 36 ml:n fraktioiksi siten, että kaksi erottunutta pääfraktiota  $f_1$  ja  $f_3$ , niiden välinen fraktio  $f_2$  ja niiden jälkeinen fraktio  $f_4$  pysyivät toisistaan erillään (kuva 16). Absorbanssi mitattiin aallonpituudella 420 nm tislattua vettä vasten Hitachi Model 100–20 spektrofotometrillä ja lukemat muutettiin kloroplatinaattiyksiköiksi ( $\text{Pt mg l}^{-1}$ ) Pt–Co standardisuoran avulla (APHA 1971). DOC mitattiin vuonna 1992 Unicarb universal hiilianalyysaattorilla (Salonen 1979) ja vuonna 1993 Shimadzu TOC-5050 hiilianalyysaattorilla, kokonaisrauta Perkin Elmer atomiabsorptiospektrofotometrillä ja kokonaisfosfori ammoniummolybdaattimenetelmällä peroksidisulfaattihapetuksen jälkeen (Vesihallitus 1981).

Analysoiduista fraktioista saadut tulokset yhdistettiin matemaattisesti, jolloin saatiin tulokset kuvassa 12 esitetyille fraktioille  $f_1$ ,  $f_2$ ,  $f_3$  ja  $f_4$ . Eluutiossa käytetyn deionisoidun veden DOC-pitoisuus ( $0,4 - 0,6 \text{ mg l}^{-1}$ ) otettiin näissä laskuissa huomioon. Suurimolekyylipainoisin fraktio  $f_1$  eluutui lähes kokonaan geelin ulkoisessa tilavuudessa 60 ml ( $1 - 63 \text{ ml}$ ) ja muut fraktiot  $f_2$ ,  $f_3$  ja  $f_4$  tilavuuksissa  $64 - 117 \text{ ml}$ ,  $118 - 171 \text{ ml}$  ja  $172 - 270 \text{ ml}$ . Absorbanssihuipun keskimääräinen eluutiotilavuus fraktiossa  $f_1$  oli 54 ml ja fraktiossa  $f_3$  162 ml. Fraktiot  $f_1$ ,  $f_2$  ja  $f_3$  vastaavat fraktioita  $f_1$ ,  $f_0$  ja  $f_2$  julkaisuissa Pennanen (1972) ja Pennanen ym. (1986).



Kuva 16. Kompsasuon pohjoisen pintavalutuskentän yläpuolisesta jako-ohjasta heinäkuussa 1993 otetun vesinäytteen eluutiadiagrammi ja humusfraktioiden muodostaminen.

Pintavalutuskenttien vedenlaatu seurannassa käytetyt menetelmät on esitetty julkaisuissa Ihme ym. (1991, 1994). Vedenlaatu parametrien välisiä sekä myös poistuminen välisiä riippuvuuksia tutkittiin korrelaatio- ja regressioanalyysillä.

### 3.2.3 Tulokset

Kompsasuon pohjoisen turvetuotantoalueen valumavedelle on ominaista voimakas väri sekä suuri orgaanisten aineiden ja raudan sekä usein myös typen ja fosforin pitoisuus (taulukko 18). Myös veden kiintoainepitoisuus on ajoittain suuri. Veden keskimääräinen pH oli tutkimusjaksolla 5,9. Kemiallisen hapenkulutuksen määrittämisen perusteella keskimäärin 89 % veden orgaanisista aineista on humusta. Humuksella tarkoitetaan tässä suodatetusta näytteestä määritettyjä "liukoisia" orgaanisia aineita. "Liukoinen", suodatetusta näytteestä määritetty, rauta muodostaa keskimäärin 69 % kokonaisraudasta ja liukoinen orgaaninen fosfori keskimäärin 24 % kokonaisfosforista.

Turvetuotantoalueen valumaveden humuksen ja "liukoisen" raudan pitoisuus pienenevät virtaaman voimistuessa (taulukko 19). Pitoisuuden laimeneminen on selvästi voimakkaampaa raudalla kuin liukoilla orgaanisilla aineilla, joten myös suhteellinen Fe/ suodatettu COD<sub>Mn</sub> korreloi jokseenkin merkitsevästi negatiivisesti virtaamaan ( $r = -0,17^*$ ,  $n = 165$ ). Humuksen ja "liukoisen" raudan välinen korrelaatio on negatiivinen. Humuksen ja liukoisen orgaanisen fosforin välillä on erittäin merkitsevä positiivinen korrelaatio.

Humuksen ja "liukoisen" raudan poistumien välillä ei ollut riippuvuutta. Rautapoistuma korreloi kuitenkin positiivisesti liukoisen orgaanisen fosforin poistuman kanssa ( $r = 0,49^{***}$ ,  $n = 56$ ).

Humuksen, "liukoisen" raudan ja liukoisen orgaanisen fosforin poistumilla oli vuosina 1990 – 92 keskimäärin merkittävä osuus kemiallisen hapenkulutuksen, kokonaisraudan ja kokonaisfosforin poistumista pintavalutuskentällä (taulukko 20). Niiden poistumat

Taulukko 18. Kompsasuon pohjoiselta turvetuotantoalueelta valuvan veden keskimääräinen laatu ja pintavalutuskentällä kesä-lokakuussa 1990–1992 saavutetut keskimääräiset poistumat.

Parametri	Pitoisuus			Poistuma (%)		
	x	Min	Max	1990	1991	1992
Väri (Pt mg l <sup>-1</sup> )	220	40	450			
COD <sub>Mn</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	29,3	6,9	62,8	26	19	7
Suod. COD <sub>Mn</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	26,2	6,0	53,2	25	16	9
Kok.Fe (mg l <sup>-1</sup> )	3,6	0,4	25,7	56	46	11
Suod. Fe (mg l <sup>-1</sup> )	2,5	0,2	11,5	57	46	7
Kok.P (μg l <sup>-1</sup> )	58	11	178	72	52	-11
Liuk. org.P (μg l <sup>-1</sup> )	14	0	52	65	40	-21
PO <sub>4</sub> -P (μg l <sup>-1</sup> )	31	3	140	67	52	24
Kok.N (mg l <sup>-1</sup> )	2,8	0,8	11,6	64	42	15
Kiintoaine (mg l <sup>-1</sup> )	6,9	0,4	121,3	77	63	8
pH	5,9	4,9	7,1			

Taulukko 19. Eräiden humukseen liittyvien vedenlaatumuuttujien korrelaatiokertoimet Kompsasuon pohjoisella turvetuotantoalueella laskeutusaltaan yläpuolisella mittapadolla vuosina 1989–1992. Kertoimen alla havaintojen lukumäärä.

Muuttuja	Virtaama	Suod. COD <sub>Mn</sub>	Suod. Fe
Suodatettu COD <sub>Mn</sub>	0,28*** 165		
Suodatettu Fe	-0,26*** 180	-0,23** 167	
Liukoinen orgaaninen P	ND	0,51*** 133	ND

saattoivat olla hetkellisesti myös kokonaispoistumia suuremmat.

Syyskuun 1992 geelisuodatusnäytteissä oli enemmän liukoisia orgaanisia aineita mutta vähemmän rautaa ja fosforia kuin heinäkuun 1993 vastaavissa näytteissä (taulukko 21). Havaintopäivinä liukoisia orgaanisia aineita poistui valumavedestä pintavalutuskentällä syyskuussa 1992, kun taas heinäkuussa 1993 pitoisuudet hieman kohosivat. "Liukoista" rautaa valumavedestä ei poistunut syyskuussa 1992, kun taas heinäkuussa 1993 raudan poistuma oli 61 %. Liukoisen fosforin havaintopäivän aikainen poistuma oli 20 % syyskuussa 1992 ja 30 % heinäkuussa 1993.

Turvetuotantoalueelta huuhtoutunut humus heinäkuussa 1993 oli monessa suhteessa laadultaan erilaista kuin syyskuussa 1992 huuhtoutunut humus. Humuksen suurimolekyylipainoisin fraktio  $f_1$  oli huomattavasti värillisempi, ja sen rauta- ja fosforipitoisuus suurempi (kuvat 17 ja 18, taulukko 23). Väri, rauta ja fosfori olivat myös voimakkaammin keskittyneet fraktioon  $f_1$  kuin syyskuussa 1992 (taulukko 22). Näytteenottoajankohtien välinen ero humuksen laadussa oli havaittavissa sekä laskeutusaltaan yläpuoliselta mittapadolta että pintavalutuskentän yläpuolisesta jako-ojasta otetuissa näytteissä. Liukoisen orgaanisen hiilen jakautumisessa eri fraktioihin ei ollut selviä eroja näytteenottoajankohtien välillä.

Taulukko 20. Humuksen ja siihen sitoutuneen raudan ja fosforin poistumien suhde orgaanisten aineiden, raudan ja fosforin kokonaispoistumiin Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä kummankin poistuman ollessa positiivinen.

	Humus	Fe	P
1990 x	0,89	0,86	0,41
Min	0,24	0,62	0,09
Max	1,26	1,50	1,13
1991 x	0,89	0,84	0,45
Min	0,33	0,10	0,00
Max	2,05	2,13	1,16
1992 x	1,09	0,67	0,43
Min	0,36	0,21	0,10
Max	1,88	1,06	0,83

Taulukko 21. Kompsasuon pohjoisen turvetuotantoalueen geelisuodatuksella analysoitujen näytteiden väri sekä orgaanisten aineiden, raudan ja fosforin pitoisuus. Pitoisuudet mitattiin suodatetuista näytteistä.

Paikka	Aika	Väri (Pt mg l <sup>-1</sup> )	DOC (mg l <sup>-1</sup> )	COD <sub>Mp</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	Kok.Fe (mg l <sup>-1</sup> )	Kok.P (μg l <sup>-1</sup> )
Yläpuoli	09.92	280	30,8	45,8	1,4	23
	07.93	250	24,2	38,0	2,9	44
Kampa	09.92	280	31,5	46,4	1,2	25
	07.93	300	20,0	30,0	4,6	40
Suoto	09.92	280	30,6	43,0	1,3	25
	07.93	250	24,6	40,0	1,6	27
Alapuoli	09.92	280	29,0	42,2	1,2	20
	07.93	250	22,0	35,0	1,8	28

Syyskuussa 1992 pintavalutus ei muuttanut värin ja DOC:n jakautumista eri humusfraktioihin (kuvat 17 ja 18, taulukko 22). Fraktion  $f_1$  rautapitoisuus lisääntyi jonkin verran pintavalutuskentällä (kuva 18, taulukko 23). Fraktion  $f_1$  fosforipitoisuudessa ei tapahtunut selvää muutosta, kun taas fraktion  $f_2$  fosforipitoisuus lisääntyi.

Heinäkuussa 1993 humuksen suurimolekyylipainoisimman fraktion  $f_1$  väri sekä raudan ja fosforin pitoisuus pienenevät pintavalutuskentällä selvästi, ja pientä vähenemistä tapahtui myös fraktion liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuudessa (kuvat 17 ja 18, taulukko 22). Kentän alapuolelta suotovedestä ja mittapadolta otetuissa näytteissä fraktion  $f_1$  väri suhteessa fraktion  $f_3$  väriin oli kuitenkin vielä hieman suurempi kuin syyskuussa 1992.

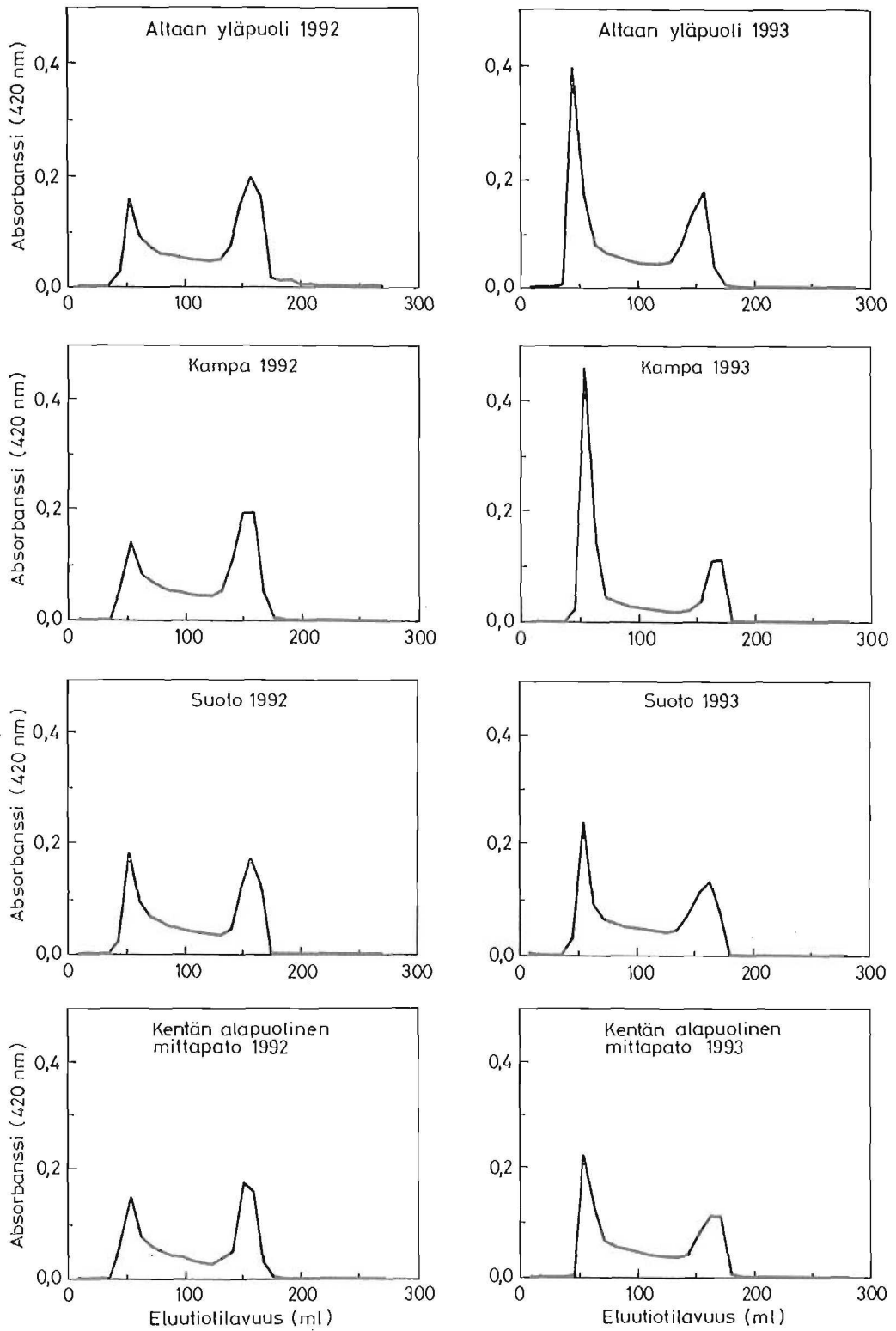
Humusfraktioissa  $f_1$  ja  $f_2$  väri ja fraktiossa  $f_1$  myös fosforipitoisuus lisääntyivät rautapitoisuuden lisääntyessä (kuva 19).

Taulukko 22. Liukoisen orgaanisen hiilen (DOC), raudan, fosforin ja värin osuudet humusfraktioissa (%).

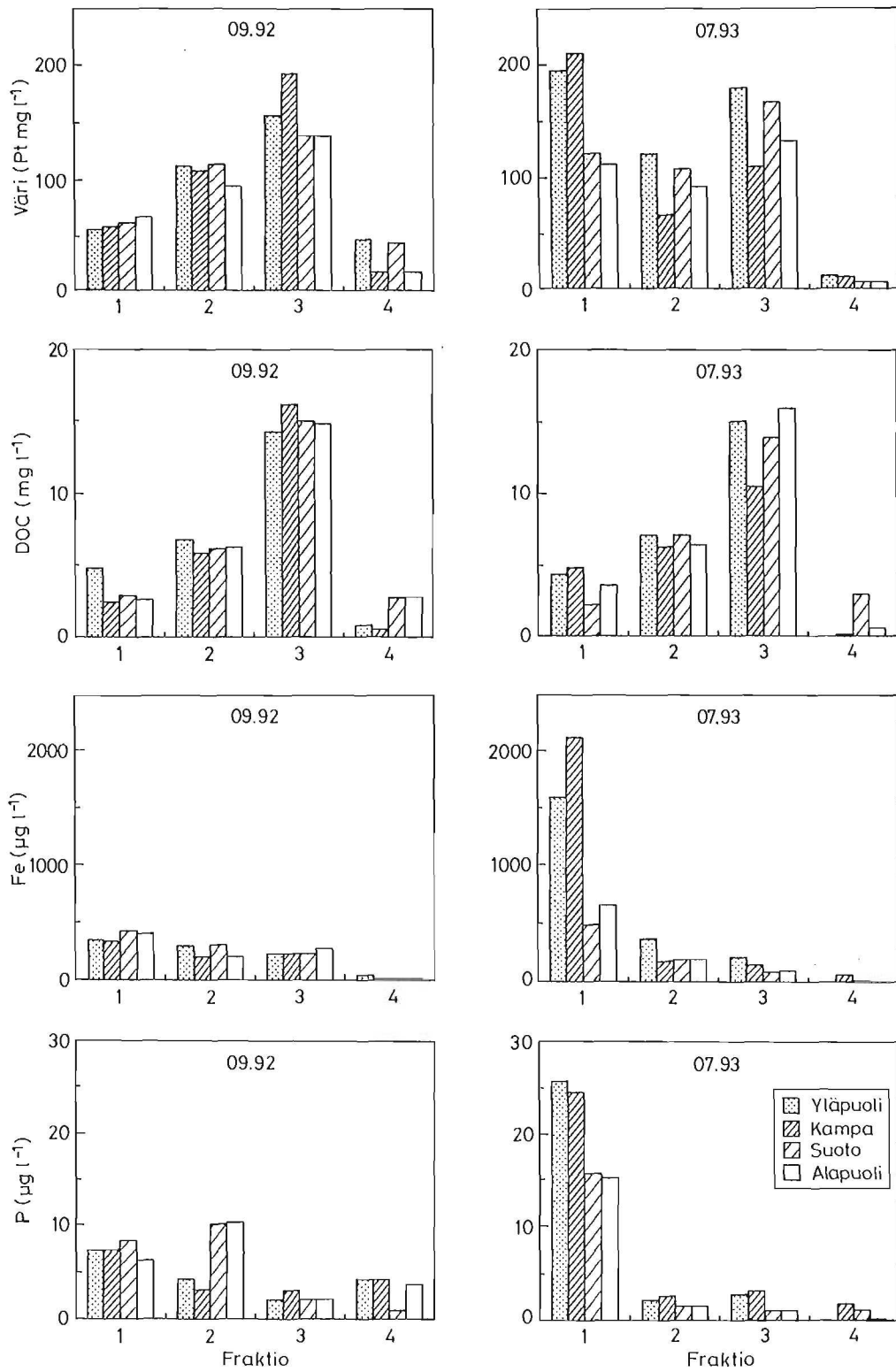
Muuttuja	Fraktio	Altaan yläpuoli		Yläpuolinen jako-oja		Alapuolinen suoto		Alapuolinen mittapato	
		09.92	07.93	09.92	07.93	09.92	07.93	09.92	07.93
DOC	f <sub>1</sub>	18	16	10	24	11	8	10	16
	f <sub>2</sub>	26	27	23	29	23	27	24	24
	f <sub>3</sub>	53	57	64	48	56	53	56	60
	f <sub>4</sub>	3	0	2	1	10	12	11	2
Fe	f <sub>1</sub>	38	73	43	85	43	63	46	70
	f <sub>2</sub>	33	17	26	7	32	24	22	20
	f <sub>3</sub>	25	10	30	6	23	11	31	11
	f <sub>4</sub>	4	0	2	2	2	2	2	0
P	f <sub>1</sub>	41	84	41	76	39	81	28	83
	f <sub>2</sub>	24	7	18	8	47	8	46	9
	f <sub>3</sub>	12	9	18	10	10	6	9	6
	f <sub>4</sub>	24	0	24	6	4	6	17	1
Väri	f <sub>1</sub>	15	38	16	53	18	30	21	33
	f <sub>2</sub>	30	24	29	17	32	27	30	27
	f <sub>3</sub>	42	35	51	28	38	41	43	39
	f <sub>4</sub>	13	2	4	3	12	1	5	2

Taulukko 23. Raudan ja DOC:n moolisuhde humusfraktioissa f<sub>1</sub>, f<sub>2</sub> ja f<sub>3</sub> Kompsasuon pohjoisella turvetuotantoalueella.

Aika	Paikka	Humusfraktio		
		f <sub>1</sub>	f <sub>2</sub>	f <sub>3</sub>
Syksy 1992	Laskeutusaltaan yläpuoli	0,015	0,009	0,004
	Kentän yläpuoli	0,028	0,007	0,003
	Suotovesi kentän alapuolella	0,031	0,011	0,003
	Kentän alapuolinen mittapato	0,033	0,007	0,004
Kesä 1993	Laskeutusaltaan yläpuoli	0,078	0,011	0,003
	Kentän yläpuoli	0,093	0,006	0,003
	Suotovesi kentän alapuolella	0,047	0,006	0,001
	Kentän alapuolinen mittapato	0,038	0,006	0,001

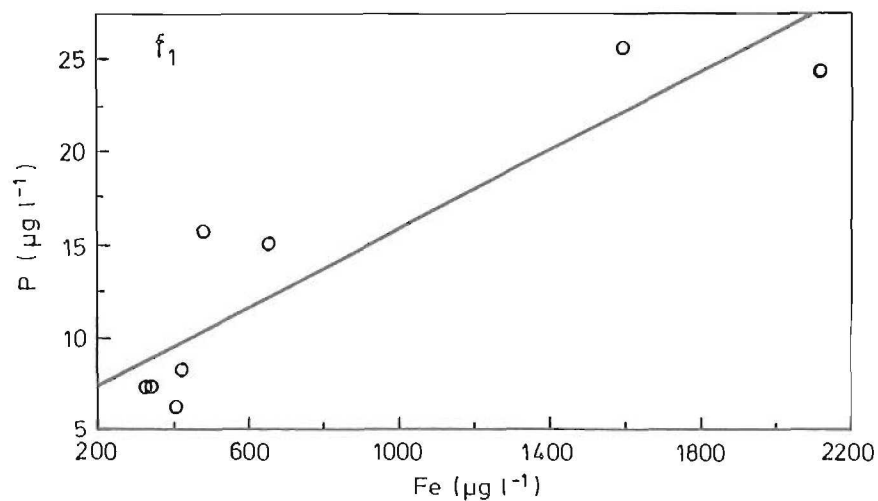
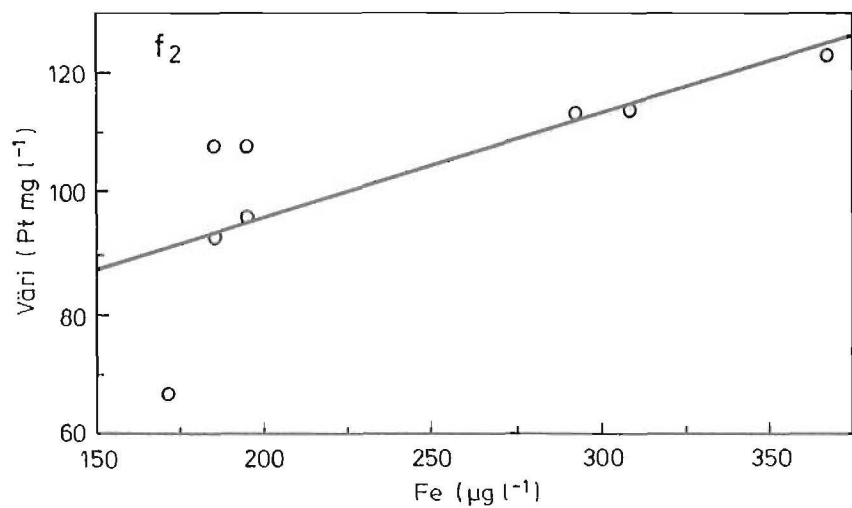
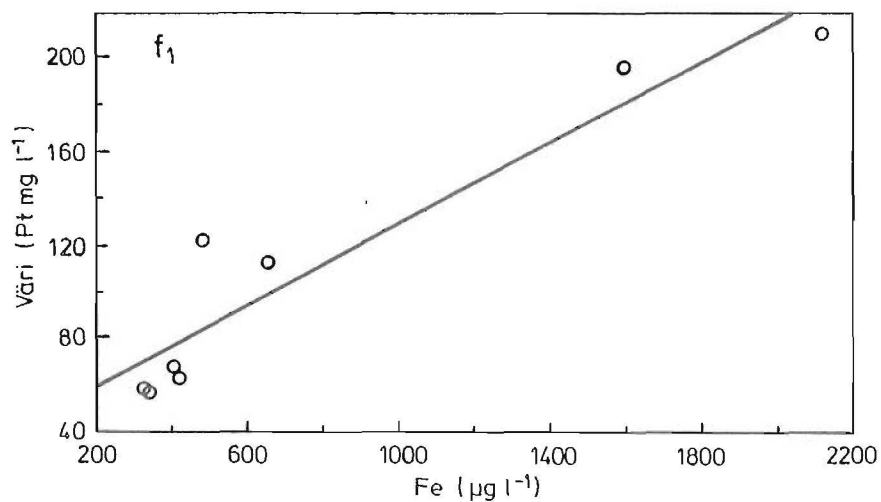


Kuva 17. Näytteiden eluutioprofiilit Kompsasuon pohjoisella turvetuotantoalueella.



Kuva 18. Väri, DOC, Fe ja P humusfraktioissa Kompsasuon pohjoisella turvetuotanto-alueella.





Kuva 19. Värin ja fosforipitoisuuden riippuvuus rautapitoisuudesta humusfraktiossa Kompsasuon pohjoisella turvetuotantoalueella.

### 3.2.4 Tulosten tarkastelu

#### 3.2.4.1 Turvetuotantoalueelta huuhtoutuvan humuksen laatu

Kompsasuon turvetuotantoalueen valumavedessä on paljon orgaanisia aineita ja rautaa, mikä on tyypillistä useimmille turvetuotantoalueiden valumavesille Suomessa (Sallantaus 1984, 1988, Heikkinen 1990 a ja b). Humus ja siihen sitoutunut "liukoinen" rauta muodostavat valtaosan veden orgaanisista aineista ja kokonaisraudasta. Myös lähes neljännes kokonaisfosforista on sitoutunut humukseen. Fosforin sitoutumisen humukseen ovat havainneet myös Jackson ja Schindler (1975).

Turvetuotantoalueelta huuhtoutuneessa vedessä ennen puhdistusrakenteita humuksen molekyylipaino oli pienempi kuin Kiiminkijoella Jauho- ja Vittasuon turvetuotantoalueiden valumavesissä, missä fraktio  $f_1$  muodosti keskimäärin 27 ja 29 % näytteiden DOC:sta ja fraktiot  $f_2$  ja  $f_3$  keskimäärin 79 ja 84 % (Heikkinen 1990a). Fraktio  $f_1$  koostunee pääasiassa humushapoista (Pennanen 1972, Heikkinen 1990a) ja sen likimääräinen molekyylipaino on yli 100 000. Fraktioiden  $f_2$  ja  $f_3$  on arveltu koostuvan pääasiassa fulvohapoista (Heikkinen 1990a), mitkä yleensä muodostavat suurimman osan vesien humuksesta (Thurman 1985).

Humuksen suurimolekyylipainoisin fraktio  $f_1$  on tärkeä raudan ja fosforin kuljettaja turvetuotantoalueen valumavedessä Kompsasuolla, kuten myös turvetuotantosoilla ja jokivedessä Kiiminkijoen alueella (Heikkinen 1990a). Fraktion rautapitoisuus näyttää lisääntyneen kuivatuksen seurauksena myös Kompsasuolla, kuten Kiiminkijoen turvetuotantoalueilla (Heikkinen 1990a). Se oli pienempi kuin jokivedessä ja turvetuotantoalueiden valumavedessä Kiiminkijoen alueella. Rautapitoisuuden kasvu voi lisätä humuskolloidien taipumusta saostua ja sedimentoitua alapuolisissa vesistöissä. Tällä voi olla haitallisia vaikutuksia kaloille ja kalastukselle erityisesti kesän pienten virtaamien aikana, koska saostuva humus voi liata koskien pohjia sekä pyydyksiä. Tämä rautapitoisuuden kasvu, ja mahdollisesti myös sen haitalliset vaikutukset alapuolisissa vesistöissä, näyttää rajoittuvan kesän ja syksyn vähäsateiseen aikaan, koska tulvakautena määritetyt arvot olivat samalla tasolla tai pienempiä kuin Kiiminkijoessa. Fraktion rautapitoisuus (Fe/DOC) oli syyskuussa 1992 selvästi pienempi, mutta kesäkuussa 1993 hieman suurempi kuin Kiiminkijoen turvetuotantosoilta esitetyt keskimääräiset arvot 0.068 ja 0.060.

Valumaveden humuksen ja "liukoisen" raudan pitoisuus sekä myös humuksen laatu riippuvat turvetuotantoalueelta huuhtoutuvan veden määrästä. Humuksen ja "liukoisen" raudan pitoisuus sekä myös humuksen rautapitoisuutta kuvaava suhde suodatettu Fe/suodatettu  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  pienenevät virtaaman voimistuessa. Humuksen rautapitoisuuden pieneminen virtaaman voimistuessa on havaittu myös Kiiminkijoessa, minkä valuma-alueella on paljon soita (Heikkinen 1990c) sekä eräällä Kiiminkijoen valuma-alueen turvetuotantosuolla (Heikkinen 1990a). Tulvakausi alueelta huuhtoutuvan humuksen rautapitoisuus onkin pienempi kuin kesän pienten virtaamien aikana. Tällöin pääosa turvetuotantoalueen vesistä huuhtoutuu suon pinnalla, missä on vähän liukoista rautaa mutta alapuolisia kerroksia enemmän turpeen hajotessa syntyntä humusta. Pienten virtaamien aikana vesi suotautuu syvempien, enemmän liukoista rautaa sisältävien turvekerrosten läpi ja alueelta huuhtoutuvan humuksen rautapitoisuus on suurimmillaan. Kuten suojarvissa (Koenings ja Hooper 1976),  $\text{Fe}^{2+}$  ja humus muodostavat todennäköisesti kolloideja pääasiassa turpeen hapellisen ja hapettoman kerroksen rajakohdassa.

Humuksen rautapitoisuuden muutokset tapahtuvat suurimmaksi osaksi suurimolekyylipainoisimmassa fraktiossa  $f_1$ , missä rauta pääasiassa esiintyy. Fraktion rautapitoisuus on syksyn tulvakautena huomattavasti pienempi kuin kesän normaalisateisena aikana. Fraktion rautapitoisuuden lisääntyessä myös fraktion väri ja fosforipitoisuus lisääntyvät, mikä on havaittu myös Kiiminkijoella (Heikkinen 1990a). Fosforin on arveltu sitoutuvan suurimolekyylipainoiseen humukseen raudan välityksellä (Jackson & Schindler 1975, Jones ym. 1988).

### 3.2.4.2 Humuksen pidättyminen

Vedenlaatuaineisto antaa viitteitä humuksen merkityksestä orgaanisten aineiden, raudan ja fosforin poistumisissa pintavalutuskentällä. Mahdollisten hetkittäisten huuhtoutumisten vuoksi se ei kuitenkaan anna tarkkaa kuvaa humuksen osuudesta kokonaispoistumisissa. Merkittävä osa pintavalutuskentälle pidättyneistä orgaanisista aineista näyttää olevan humusta. Myös suuri osa kentälle pidättyneestä raudasta ja fosforista näyttää olevan humuksen mukana kulkeutunutta. Humukseen liittyvien poistumien ollessa kokonaispoistumia suurempia kentältä on todennäköisesti huuhtoutunut kiintoainetta ja fosfaattifosforia.

Pintavalutus on poistanut turvetuotannon valumaveden humuksesta Kompsasuon pohjoisosassa kesä-lokakuussa tavanomaisissa hydrologisissa olosuhteissa keskimäärin 6 – 25 % (Ihme ym. 1994). "Liukoisen", humuksen mukana kulkeutuvan raudan keskimääräinen poistuma on ollut normaalisateisena kautena tällöin 46 – 57 % ja liukoisen orgaanisen fosforin poistuma vastaavasti 40 – 65 %. Tulvakausina humusta, rautaa ja fosforia on ajoittain huuhtoutunut kentältä. Pääasiassa tämän vuoksi poistumat olivat tavanomaista pienemmät vuonna 1992, jolloin loppukesä ja syksy olivat poikkeuksellisen runsassateiset.

Kesän pienten virtaamien aikana tapahtuva huomattavin muutos humuksen laadussa pintavalutuskentällä on suurimolekyylipainoisimman fraktion  $f_1$  rauta- ja fosforipitoisuuden voimakas pieneneminen. Todennäköisesti suuri rautapitoisuus voimistaa fraktion pidättymistä kentälle. Sen on todettu lisäävän fraktion taipumusta saostumiseen (Shapiro 1964) ja sedimentoitumiseen, jota on havaittu mm. järvioltaissa (Pennanen 1972). Suuren rautakuormituksen mahdollisia haitallisia ympäristövaikutuksia voidaan näin vähentää pintavalutuksella. DOC:n eluutioprofiilin perusteella humus muuttuu pintavalutuskentällä jossakin määrin turvetuotantoalueelta huuhtoutuvaa humusta pienimolekyylipainoisemmaksi. DOC-pitoisuuden suhteellinen väheneminen fraktiossa  $f_1$  on vähäistä verrattuna Fe-pitoisuuden vastaavaan vähenemiseen, ja DOC-pitoisuus fraktiossa  $f_3$  kasvaa. Tässä suhteessa tulokset ovat samansuuntaisia vedenlaatuseurannalla saatujen tulosten kanssa. Seurannan mukaan liukoisen orgaanisen aineen poistumat ovat pienet verrattuna suodatetusta näytteestä määritetyn raudan poistumiin. Fraktion  $f_1$  Fe:DOC-suhteen huomattava väheneminen osoittaa, että kentälle pidättyy enemmän raudan hydroksideja kuin raudan ja orgaanisten aineiden muodostamia kompleksiyhdisteitä. Raudan on yleisesti todettu esiintyvän happipitoisessa vedessä Fe(III)hydroksideina (esim. Stumm ja Morgan 1970), jotka voivat olla sitoutuneina humukseen (Shapiro 1966). Rautapitoisuuden väheneminen johtaa fraktion värin heikkenemiseen, mikä on havaittu myös Kiiminkijoella (Heikkinen 1990a) ja Hakojärven (Pennanen ja Frisk 1984).

Tulvakausina turvetuotantoalueelta huuhtoutuvan humuksen suurimolekyylipainoisimman fraktion  $f_1$  rautapitoisuus on niin pieni, ettei fraktio enää juurikaan pidäty pintavalutuskentälle. Tällöin humuksen ja sen mukana kulkeutuvien raudan ja fosforin poistumat ovatkin vedenlaatuseurannan mukaan olleet yleensä pieniä (Ihme ym. 1991, Ihme 1994). Syyskuussa 1992 fraktion rautapitoisuus jopa hieman lisääntyi pintavalutuskentällä.

### 3.2.5 Johtopäätökset

- 1) Humus muodostaa valtaosan orgaanisista aineista turvetuotannon valumavedessä, missä se on myös tärkeä raudan ja fosforin kuljettaja.
- 2) Merkittävä osa pintavalutuskentälle pidättyneistä orgaanisista aineista näyttää olevan humusta. Myös suuri osa pidättyneestä raudasta ja fosforista on humuksen mukana kulkeutunutta.
- 3) Kesän pienten virtaamien aikana turvetuotantoalueelta huuhtoutuvan humuksen ja erityisesti suurimpien humusmolekyylien rautapitoisuus on suurempi kuin tulvakausi-

na. Todennäköisesti juuri sen vuoksi humuksen ja siihen sitoutuneen raudan ja fosforin poistumat ovat tällöin paremmat kuin voimakkaiden virtaamien aikana, jolloin humuksen rautapitoisuus on pieni.

## 4 PINTAVALUTUSKENTTIEN SUUNNITTELU, KÄYTTÖ JA HOITO

Tähän on koottu keskeisimmät asiat, jotka pidätyemisprosesseista hankitun tiedon perusteella tulee huomioida pintavalutuskenttiä suunniteltaessa, käytettäessä ja hoidettaessa.

### 4.1 Poistumiin johtavien prosessien huomioiminen

Tulokset osoittavat, että ravinteet pidätyvät pääasiassa turpeeseen myös Pohjanmaan aapasuoalueelle perustetuilla pintavalutuskentillä, kuten asutuksen jätevesiä vastaavalla menetelmällä puhdistettaessa on useimmiten todettu. Tämä tieto on keskeinen pintavalutuskenttien suunnittelussa. Kuitenkin myös kasvillisuudella on oma merkityksensä kenttien toiminnalle.

#### **Turvekerrokselle asetetut vaatimukset**

Turvetta on oltava kentällä riittävästi. Ravinteet pidätyvät turpeeseen pääasiassa kentän ylimmässä 15 cm:n kerroksessa. Käytössä oleva turvemäärä riippuu täten kentän pinta-alasta, joka määräytyy tähän mennessä tutkittujen kenttien toimivuuden perusteella.

Kentän turvepaksuuden tulee olla sellainen, että puhdistettava vesi ei joudu kontaktiin alapuolisen mineraalimaan kanssa. Näin vältetään esimerkiksi raudan ja muiden mineraalimaahan pidätyneiden aineiden mahdollinen huuhtoutuminen kentältä. Kentällä vesi virtaa pääasiassa ylimmässä 20 cm:n kerroksessa.

Hyvä kentän turvelaji on rahkaturve, jossa on seassa saraturvetta. Mitä enemmän turpeessa on alumiinia ja rautaa, sitä paremmin fosfaattifosforia pidätyy kemiallisesti turpeeseen. Raudan ja alumiinin pitoisuudet turpeessa ovat yleensä suurempia aapa- kuin keidassoilla.

#### **Turvekerroksen tehokas hyväksikäyttö**

Kentän ylintä 15 cm:n kerrosta, johon ravinteet pääasiassa pidätyvät, tulee käyttää mahdollisimman tehokkaasti. Tällöin huolehditaan siitä, että vesi levittäytyy kentällä tasaisesti mahdollisimman laajalle alueelle. Tältä osin vaatimukset täyttävä kenttä on helpointa suunnitella alueelle, millä ei ole oja eikä puro-uomia.

Tulvakausina pääosa vesistä virtaa kentän yli pintavirtauksena joutumatta juurikaan kontaktiin turpeen kanssa, ja puhdistustulos heikkenee. Tähän mennessä hyvin toimineilta kentiltä saadaan ohjeellisia raja-arvoja kentille kohdistuvasta hydraulisesta kuormituksesta, jonka ylityessä on odotettavissa puhdistustuloksen heikkeneminen.

Kentän käyttöaste tulee tarkistaa vuosittain kevään tulva-ajan jälkeen kentän käytön aikana. Tärkeintä on huolehtia siitä, että alueelle ei synny uusia oikovirtausuomia, jotta veden kontakti turpeen kanssa pysyy hyvänä koko kentän käyttöajan. Uusia oikovirtausuomia voi syntyä kentällä liikuttaessa ja mahdollisesti myös kevättulvan aikana.

Kentän turpeen pintakerroksen vedenläpäisykyky säilyy pitempään hyvänä, kun turvetuotannon valumavedestä poistetaan kiintoainetta yläpuolisella laskeutusaltaalla. Näin voidaan todennäköisesti myös pidentää kentän käyttöikää.

### **Kentän kasvillisuuden huomioiminen**

Kasvillisuus pidättää vain pienen osan vuoden aikana kentälle valumavedestä poistuneista ravinteista. Sen merkitys ravinteiden pidättymisessä on suurimmillaan kasvukauden aikana. Se ottaa ravinteensa pääasiassa turpeesta ja parantaa näin turpeen kykyä sitoa ravinteita kentän yli virtaavasta vedestä. Täten se osaltaan parantaa kentän yli virtaavan veden laatua.

Kasvillisuus tehostaa monia ravinteiden pidättymiseen johtavia prosesseja kentällä parantamalla syvempien, muuten hapettomien, turvekerrosten happitilannetta. Useimmilla kosteiden paikkojen putkilokasveilla on kyky kuljettaa happea juuristoonsa ja myös juurten läheiseen turpeeseen. Tämän voimistaa ravinteiden sitoutumista – mikrobeihin. Lisäksi typpeä voi poistua denitrifikaatiolla myös kentän syvemmistä turvekerroksista, koska niissäkin voi tapahtua nitrifikaatiota. Myös raudan ja fosforin liukeneminen turpeesta vähenee. Kasvillisuus voi toimia myös alustana ravinteita vedestä sitoville leville ja mikrobeille.

Tiheä kasvipeite on myös yksi tekijä, jonka vaikutuksesta vesi levittäytyy kentälle tasaisesti. Lisäksi se hidastaa veden virtausta kentällä. Tämän vuoksi mm. kiintoaineen pidättäminen kentälle tehostuu. Kiintoainetta siivilöityy myös kentän sammalpeitteeseen. Kentälle pidättynyttä kiintoainetta ei kasvillisuuden vuoksi myöskään huuhtoudu kentältä niin helposti kuin paljaalta pinnalta.

Onkin tärkeää, että kentän alkuperäistä ja käytön aikana kasvavaa uutta kasvillisuutta ei vahingoiteta.

### **Veden viipymän merkitys**

Veden puhdistuminen kentällä on tehokkainta kesän pienten virtaamien aikana viipymän ollessa pisimmillään ja heikointa tulvakausina viipymän ollessa lyhyt. Viipymän ollessa pitkä valumaveden kontakti turpeen kanssa on parhaimmillaan. Tällöin valumaveden puhdistumiseen johtavat prosessit myös toimivat tehokkaimmin. Kemiallisen pidättymisen lisäksi myös tärkeimmät poistumiin johtavat biologiset prosessit (denitrifikaatio sekä pidättäminen turpeen mikrobeihin ja kasvillisuuteen) ovat riippuvaisia valumaveden kontaktista turpeen kanssa.

Veden viipymään kentällä vaikuttavat mm. kentälle kohdistunut hydraulinen kuormitus, kentän kaltevuus ja veden kulkema matka kentällä. Hyvin toimineella Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä vesi viipyy kesän pienten virtaamien aikana (valuma tuotantoalueella alle  $6 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ) yli 5 tuntia. Puhdistettaessa asutuksen jätevesiä suoalueiden yli valuttamalla viipymät ovat olleet useita vuoro-kausia.

### **Vedenpinnan korkeuden merkitys**

Pintavalutuskentän vedenpinnan korkeus määräytyy suurimmaksi osaksi hydraulisen kuormituksen mukaisesti. Vedenpinta nousee, kun alueelle johdetaan suuria vesimääriä. Kentälle vuoden aikana johdettavat vesimäärät ovat niin suuria, että vedenpinta on suurimman osan vuotta alkuperäistä tasoa korkeammalla. Toisaalta vedenpinta pyrkii laskemaan kentää ympäröivän keräilyojan vaikutuksesta. Kentän vedenpinta laskee luontaista alemmaksi todennäköisesti kuitenkin vain kesän pitkinä kuivina kausina.

Kentän turpeen happipitoisuus määräytyy suurelta osin vedenpinnan korkeuden perusteella. Se on keskeinen tekijä, joka vaikuttaa valumaveden puhdistumiseen johtaviin prosesseihin. Happipitoisuus on korkeimmillaan turpeen vedenpinnan yläpuolisissa kerroksissa ja laskee nopeasti edettäessä vedenpinnan alaisiin turvekerroksiin. Pintavalutuskentällä virtaava vesi parantaa jonkin verran alapuolisten turvekerrosten happitilannetta. Kentän hapellisessa turvekerroksessa on myös paikoin hapettomia mikroympäristöjä. Toisaalta hapetta kulkeutuu putkilokasvien juurien kautta syvempiin pääasiassa hapettomiin turvekerroksiin, joissa happitilanne on paras juurten lähellä olevassa turpeessa. Kentällä esiintyvät mättäät vähentävät vedenpinnan korkeuden vaikutusta puhdistumisprosesseihin, koska ne lisäävät hapettoman ja hapellisen kerroksen rajakohtia turpeessa.

Tärkeimpien valumavedestä epäorgaanista tyyppiä ja fosforia poistavien prosessien kannalta on edullista, että kentällä on sekä hapellista että hapetonta turvetta. Tämän johdosta kentällä voi tapahtua nitrifikaatio–denitrifikaatio, ja voi myös muodostua suhteellisen liukenemattomia fosfori–metalli komplekseja. Märkien ja kuivien jaksojen vaihtelun on myös usein todettu voimistavan ravinteiden pidättymiseen johtavia prosesseja. Typen ja fosforin pidättymisen kannalta lieneekin tulvakausia lukuunottamatta edullista, että veden pinta vaihtelee kentälle tulevan hydraulisen kuormituksen mukaisesti.

### **Kenttien käyttöaika**

Kentät toimivat parhaiten lämpimänä vuodenaikana, jolloin ravinteita pidättyy ja poistuu kentältä myös biologisten prosessien kautta. Vastaavan menetelmän käyttö asutuksen jätevesien puhdistuksessa onkin rajoittunut kesäaikaan. Talvella myös ravinteiden kemiallinen pidättyminen turpeeseen heikentyy turpeen pinnan jäätyessä.

## **4.2 Riskit kenttien toiminnassa**

Pitkään käytössä olleilta pintavalutuskentiltä voi tulvakausina huuhtoutua merkittävässä määrin kiintoainetta, etenkin laskeutusaltaan puuttuessa kentän yläpuolelta. Syksyn ja kevään tulvakausina kentiltä huuhtoutuu todennäköisesti myös kasvillisuuteen pidättyneitä ravinteita. Kasvillisuuden osuus koko vuoden aikana pidättyneistä ravinteista on kuitenkin pieni. Ravinteiden pidättyminen kentälle tulvakausina on yleensäkin heikkoa.

Keskeisen riskin muodostaa uusien oikovirtausuomien synty kentälle käytön aikana. Oikein suunnitellulla, sammal- ja kasvipeitteeltään mahdollisimman luonnontilaisella kentällä äkillisesti esimerkiksi tulvakausina syntyvät oikovirtausuomat ovat epätodennäköisiä. Riski on suurempi kentillä, joilla jo alunperin on ollut purouomia tai ojia, joita on kenttää rakennettaessa jouduttu tukkimaan. Uusia oikovirtausuomia voi syntyä myös kentällä liikuttaessa ja mahdollisesti myös talven ja kevättulvan jälkeen. Veden levittäytymisessä kentälle tapahtunut mahdollinen muutos tulee selvittää aina, kun kentän puhdistustehossa tapahtuu äkillinen heikkeneminen.

Kentän kemiallisissa ja biologisissa pidättymisprosesseissa tapahtuvat mahdolliset heikentymiset (esim. turpeen kyllästyminen ravinteilla) ovat vähittäisiä, eikä niissä ole odotettavissa äkillisiä muutoksia. Nämä muutokset ovat merkkejä kentän ikääntymisestä.

## **4.3 Kentän käyttöikä**

Pintavalutuskentän käyttöikä määräytyy suurelta osin sen perusteella, miten kauan turve voi pidättää ravinteita puhdistettavasta vedestä. Tässä tutkittujen kenttien turve kykenee tutkimuksen aikaisilla kunnostusvaiheen kuormituksilla, ja todennäköisesti myös hieman suuremmilla tuotannon aikaisilla kuormituksilla, pidättämään fosfaatti-



fosforia 10 – 15 vuotta. Turve pidättää myös ammoniumtyyppiä, jota kuitenkin myös poistuu turpeesta nitrifikaatio–denitrifikaatioprosessin kautta. Tämän vuoksi turve kyllästyy ammoniumtyypellä todennäköisesti hitaammin kuin fosfaattifosforilla. Kentän käyttöikä ravinteiden poistossa riippuu siitä, miten tehokkaasti sen turve tulee hyväksi käytetyksi. Tähän voidaan vaikuttaa kenttien suunnittelulla. Kentän hydrologiassa ei käytön aikana saa myöskään tapahtua puhdistustulosta heikentäviä muutoksia.

Myös humuksen ja kiintoaineen pidättyminen turpeen pinnalle voi vaikuttaa kentän käyttöikänsä. Kentän pinnalle mahdollisesti vähitellen kerääntyvä lietekerros voi heikentää veden kontaktia turpeen kanssa ja aiheuttaa vähitellen heikkenevän ravinteiden puhdistustehon. Näin ei ole vielä havaittu tapahtuneen hyvin toimineella, kuusi vuotta käytössä olleella Kompsasuo pohjoisella pintavalutuskentällä. Kompsasuo oli tutkimuksen aikana pääasiassa kunnostusvaiheessa. Tuotannossa olevilla turvetuotantoalueilla tilanne voi kuitenkin olla toinen varsinkin, jos kiintoainetta ei poisteta kentän yläpuolisella laskeutusaltaalla.

## 5 YHTEENVETO

Tutkimus on keskeinen osa projektia "Pintavalutus ja suodatus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa", joka aloitettiin vuonna 1990 yhtenä osaprojektina Kauppa- ja teollisuusministeriön käynnistämässä SIHTI-ohjelmassa. Projektin kokonaistavoitteena on määrittää pintavalutuskentille mahdollisimman tarkat suunnittelu-, rakentamis- ja käyttöohjeet sekä arvioida pintavalutuskentän käyttöikä.

Tieto keskeisimmistä prosesseista, jotka johtavat turvetuotannon valumavesien puhdistumiseen pintavalutuskentillä, muodostaa perustan kenttien suunnittelulle, rakentamiselle ja käytölle. Niiden kokemusten pohjalta, joita aiemmin on saatu etupäässä puhdistettaessa asutuksen jätevesiä periaatteeltaan vastaavalla menetelmällä, tutkittiin turpeen kykyä pidättää kemiallisesti fosfaattifosforia ja ammoniumtyyppiä, fosforin ja typen sitoutumista kasvillisuuteen ja denitrifikaatiota. Lisäksi selvitettiin humuksen sekä sen kuljettaman raudan ja fosforin pidättymistä pintavalutuskentälle, koska erityisesti raudan ja usein myös humuksen huuhtoutuminen on lisääntynyt turvetuotannon seurauksena.

Tutkimusten pääasiallinen suorituspaikka oli Kuivaniemellä sijaitsevan Kompsasuo pohjoisen turvetuotantoalueen pintavalutuskenttä, jolta oli ennen tutkimusten aloittamista saatu hyvät puhdistustulokset. Turpeen kykyä pidättää kemiallisesti ravinteita tutkittiin myös muilta pintavalutuskentiltä ja suoalueilta otetuilla näytteillä.

Turpeen kykyä pidättää kemiallisesti fosfaattifosforia tutkittiin adsorptio–isotermien avulla. Ammoniumtyypin pidättämiskykyä arvioitiin efektiivisen kationinvaihtokapasiteetin arvojen perusteella. Biologista denitrifikaatiota mitattiin kentällä asetyleeni-inhibitiomenetelmällä. Kasvillisuuteen pidättyneitä ravinnemääriä arvioitiin vertaamalla toisiinsa kentältä ja sen ulkopuoliselta vertailualueelta mitattuja arvoja. Eri osatutkimusten tuloksia verrattiin kentällä vedenlaatu seurannan perusteella havaittuihin reduktioihin. Humuksen merkitystä orgaanisten aineiden, raudan ja fosforin pidättymisessä arvioitiin vedenlaatuaineiston perusteella, ja humuksen laadun muuttumista tutkittiin geelisuodatuksella.

Kemiallisella pidättymisellä turpeeseen on todennäköisesti tärkeä merkitys fosfaattifosforin poistumisesta pintavalutuskentillä. Turpeen kyky pidättää fosfaattifosforia oli samalla tasolla kuin soilla, joita on käytetty asutuksen jätevesien puhdistamiseen. Fosfaattifosforin pidätyskyky kasvaa oksalaattiuttoisen raudan ja alumiinin pitoisuuden lisääntyessä pintavalutuskenttien turpeessa. Suoalueen käyttö pintavalutuskenttänä voi johtaa pintaturpeen rautapitoisuuden lisääntymiseen ja parantaa näin kentän kykyä pidättää fosfaattifosforia. Tulokset antavat viitteitä pintavalutuskenttien turpeen pitkäköstä käyttöiästä fosfaattifosforin pidättäjänä. Kenttien hydrologiassa ei käytön aikana kuitenkaan saa tapahtua puhdistustulosta heikentäviä muutoksia.

Ammoniumtyyppä pidättyy pintavalutuskentillä kemiallisesti turpeeseen. Mikäli  $\text{NH}_4^+$ :n poistuma aiheutuisi kokonaisuudessaan kemiallisesta pidättymisestä turpeeseen, riittäisi kenttien turpeen kapasiteetti pidättämään  $\text{NH}_4^+$  alle puoli vuotta kentille tutkimuksen aikana kohdistuineilla kuormituksilla. Kenttien todellinen käyttöikä tässä suhteessa on todennäköisesti kuitenkin pitempi, koska turpeeseen sitoutunutta ammoniumtyyppä poistuu kentiltä myös denitrifikaation seurauksena ja siirtyy osittain kentän biologisiin ravinnekiertoihin.

Denitrifikaatio on merkittävä typen poistumia selittävä prosessi pintavalutuskentällä. Pintaveden ja turpeen  $E_h$ - ja pH-arvot ja pintaveden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuus eivät näytä asettavan sille rajoituksia. Denitrifikaationopeudet olivat samalla tasolla tai suurempia kuin suomalaisilta ojitetuilta ja metsitetyiltä minerotrofisilta soilta aiemmin esitetyt vastaavat arvot.

Kasvillisuudella on vähäinen merkitys ravinteiden pidättymisessä pintavalutuskentälle vuositasolla. Pintavalutuksesta ovat hyötynet eräät luontaisesti kosteimmilla suoalueilla esiintyvät lajit, esimerkiksi raate ja jouhisara. Se lisäsi suoalueen kasvi-biomassaa ja kasveihin sitoutunutta N-määrää, mutta vähensi kasveihin sitoutunutta P-määrää.

Merkittävä osa pintavalutuskentälle pidättyneistä orgaanisista aineista näyttää olevan humusta. Myös suuri osa pidättyneestä raudasta ja fosforista on humuksen mukana kulkeutunutta. Humus muodostaa valtaosan orgaanisista aineista turvetuotannon valumavedessä, missä se on myös tärkeä raudan ja fosforin kuljettaja. Kesän pienten virtaamien aikana turvetuotantoalueelta huuhtoutuvan humuksen ja erityisesti suurimpien humusmolekyylien rautapitoisuus on suurempi kuin tulvakaushina. Todennäköisesti juuri sen vuoksi humuksen ja siihen sitoutuneen raudan ja fosforin poistumat ovat tällöin paremmat kuin voimakkaiden virtaamien aikana, jolloin humuksen rautapitoisuus on pieni.

Pintavalutuskenttiä suunniteltaessa, käytettäessä ja hoidettaessa on huomioitava, että ravinteet pintavalutuskentällä pidättyvät pääasiassa turpeeseen. Turvetta on kentällä oltava riittävästi. Kentän ylintä 15 cm:n turvekerrosta, johon ravinteet pääasiassa pidättyvät, tulee käyttää mahdollisimman tehokkaasti. Myös kasvillisuudella on oma merkityksensä kenttien toiminnalle. Onkin tärkeää, että kentän alkuperäistä ja käytön aikana kasvavaa uutta kasvillisuutta ei vahingoiteta. Kentät toimivat parhaiten lämpimänä vuodenaikana, jolloin ravinteita pidättyy ja poistuu kentältä myös biologisten prosessien kautta.

Veden viipymä ja vedenpinnan korkeus pintavalutuskentällä määräytyvät suurelta osin kentälle kohdistuneen hydraulisen kuormituksen mukaisesti. Veden puhdistuminen on tehokkainta kesän pienten virtaamien aikana viipymän ollessa pisimmillään ja heikointa tulvakaushina viipymän ollessa lyhyt. Viipymän ollessa pitkä valumaveden kontakti turpeen kanssa on parhaimmillaan. Tällöin valumaveden puhdistumiseen johtavat prosessit myös toimivat tehokkaimmin. Veden puhdistumiseen johtaviin prosesseihin keskeisesti vaikuttava kentän turpeen happipitoisuus määräytyy suurelta osin vedenpinnan korkeuden perusteella. Tärkeimpien valumavedestä ravinteita poistavien prosessien kannalta on edullista, että kentällä on sekä hapellista että hapetonta turvetta, ja että hapelliset ja hapettomat jaksot turpeessa vaihtelevat hydraulisen kuormituksen mukaisesti.

Kenttiä ympärivuotisesti käytettäessä suurin riski on kentälle pidättyneiden aineiden huuhtoutuminen tulva-aikana. Puhdistustulos voi äkillisesti heikentyä myös uusien oikovirtausuomien ilmestyessä kentälle käytön aikana. Kemiallisissa ja biologisissa pidättymisprosesseissa vähitellen tapahtuvat mahdolliset heikentymiset (esim. turpeen kyllästymisen ravinteilla) ovat merkkejä kentän ikääntymisestä.

Pintavalutuskentän käyttöikä määräytyy suurelta osin sen perusteella, miten kauan turve voi pidättää ravinteita puhdistettavasta vedestä. Tässä tutkittujen kenttien turve kykenee tutkimuksen aikaisilla kunnostusvaiheen kuormituksilla, ja todennäköisesti

myös hieman suuremmilla tuotannon aikaisilla kuormituksilla, pidättämään fosfaattifosforia 10 – 15 vuotta. Turve pidättää myös ammoniumtyppeä, jota kuitenkin myös poistuu turpeesta nitrifikaatio–denitrifikaatioprosessin kautta. Tämän vuoksi turve kyllästyy ammoniumtyypellä todennäköisesti hitaammin kuin fosfaattifosforilla. Kentän käyttöikä ravinteiden poistossa riippuu siitä, miten tehokkaasti sen turve tulee hyväksi käytetyksi. Tähän voidaan vaikuttaa kenttien suunnittelulla. Kentän hydrologiassa ei käytön aikana saa myöskään tapahtua puhdistustulosta heikentäviä muutoksia.

Myös humuksen ja kiintoaineen pidättyminen turpeen pinnalle voi vaikuttaa kentän käyttöikään. Kentän pinnalle mahdollisesti vähitellen kerääntyvä lietekerros voi heikentää veden kontaktia turpeen kanssa ja aiheuttaa vähitellen heikkenevän ravinteiden puhdistustehon. Näin ei ole vielä havaittu tapahtuneen hyvin toimineella, kuusi vuotta käytössä olleella Komsasuo pohjoisella pintavalutuskentällä. Komsasuo oli tutkimuksen aikana pääasiassa kunnostusvaiheessa. Tuotannossa olevilla turvetuotantoalueilla tilanne voi kuitenkin olla toinen varsinkin, jos kiintoainetta ei poisteta kentän yläpuolisella laskeutusaltaalla.

## SUMMARY

This research forms a part of the project "The use of overland flow and filtration for the purification of runoff water from peat mining areas", which was set up in 1990 under the SIHTI programme of the Ministry of Trade and Industry. The aim is to identify as exact planning, construction and maintenance instructions as possible for overland flow areas (OFAs), and to estimate their utilization time.

A knowledge of the most important processes contributing to the purification of peat mining water in OFAs forms the basis for their planning, construction and maintenance. Experiences with the corresponding method of household waste water purification led us to study  $\text{PO}_4\text{-P}$  and  $\text{NH}_4\text{-N}$  retention by the peat, P and N uptake by the plants, and nitrogen reduction via denitrification. Other topics examined were the importance of dissolved organic matter (DOM) for the reduction achieved in organic, Fe and P transports, and the changes in the nature of the DOM that take place in an OFA, as increased Fe and DOM leaching from peatlands has often been reported following drainage and peat mining.

The main study area in which the investigations were carried out was the northern OFA of the Komsasuo peat mining site in the commune of Kuivaniemi in northern Finland, where previously good experiences had been gained with the purification of peat mining water. The capacity of peat to retain N and P was also evaluated from samples taken from other OFAs and peatland areas.

The ability of peat to sorb  $\text{PO}_4\text{-P}$  was determined by means of adsorption isotherms, and that for  $\text{NH}_4\text{-N}$  in terms of effective cation exchange capacity. Denitrification was measured in the field by the acetylene inhibition method. Nutrient uptake by the plants was estimated by comparing the standing stocks of nutrients in the OFA and in a reference area. The results were compared with actual reductions in nutrients as indicated by water quality monitoring. The importance of the DOM for the reductions achieved in organic, Fe and P transports was estimated on the basis of the water quality monitoring data. The changes in the nature of the DOM were studied by gel filtration.

Sorption on peat has probably an important role in the annual decreases in  $\text{PO}_4\text{-P}$  indicated by water quality monitoring, if it is assumed that this sorption takes place in the 0–15 cm surface peat layer. The P sorption capacity of the peat was within the ranges reported for peatlands used for household waste water purification purposes, and increases with the concentrations of oxalate-extractable Fe and Al in the OFA. This capacity may gradually increase in the surface peat as Fe concentration rises during the service life of the OFA. The results indicate quite a long service life with

respect to  $\text{PO}_4\text{-P}$  retention, assuming that there are no hydrological changes to interfere the contact between the peat and the water.

Adsorption to peat seems to be one process in the removal of  $\text{NH}_4^+$  from peat mining water in OFAs. The peat in an OFA could potentially adsorb  $\text{NH}_4^+$  for under one year at the loadings and reduction levels that applied here, given that the  $\text{NH}_4^+$  reduction resulted only from adsorption to peat. The actual service life of an OFA in this respect will be longer, however, as the  $\text{NH}_4^+$  adsorbed to the peat will be mobilized from the OFA as a result of nitrification–denitrification reactions, and also assimilated into local biological nutrient cycles.

The rate of denitrification, which is an important process in the N decreases achieved in an OFA, seems not to be inhibited by the Eh or pH values of the surface water and peat, or by the  $\text{NO}_3\text{-N}$  content of the surface water in the area. The denitrification rates measured were similar to or higher than those reported for drained minerotrophic peatlands in Finland.

Nutrient uptake by the vegetation represents only a small annual nutrient sink in an OFA. An increase in plant species which favour wet peatland areas, e.g. *Menyanthes trifoliata* and *Carex lasiocarpa*, was observed in the OFAs studied here, and the total phytomass and standing stock of N increased, but the standing stock of P decreased.

DOM has an important role in the transport of organic matter, Fe and P from the peat mining area, which accounts for the major part of the total reductions in these. Under low flow conditions in summer, the retention of Fe in filtrates, dissolved organic P and to some extent also DOM in an OFA is probably promoted by the high Fe content of the highest apparent molecular weight (HAMW) DOM. On the other hand, the originally small Fe content of the DOM in this fraction may be one reason for the generally low decreases in the above water quality parameters during periods of flooding.

In order to plan, construct and maintain OFAs, it is essential to bear in mind that nutrients are retained mainly by the peat, so that there must be enough peat present for this purpose. The 0–15 cm surface peat horizon, the main sink for nutrients, should be utilized as effectively as possible. It is also important not to damage either the original or the new vegetation of the area, as the vegetation is important in many respects for the nutrient retention processes leading to water purification. The best purification results can be achieved during the warm period of the year, when the biological processes involved in nutrient retention are also operating.

The residence time and depth of the water in an OFA depend largely on the hydraulic loading. The purification results are best at low flow conditions in summer, when the residence time is longest, and are weakest during flood periods, with short residence times. A slow flow rate gives a good contact between the water and the peat layer and allows the processes leading to nutrient retention to function most effectively. The nutrient removal processes are also affected by the  $\text{O}_2$  concentration in the peat, which in turn depends largely on the depth of the surface water. The existence of both aerobic and anaerobic peat in an OFA, and their natural changes in respect to differing hydro–meteorological conditions, would appear to be beneficial for the main processes leading to nutrient retention.

Flushing of retained material out of the OFA during periods of flooding forms the biggest environmental risk entailed in their year–round use, and the formation of new bypass flows may also suddenly lead to poor purification results. Gradual declines in the chemical and biological retention processes (e.g. saturation of the peat with N and P) are symptoms of the ageing of an OFA.

The service life of an OFA depends largely on the capacity of the peat to remove nutrients from the water. The peat in those studied here can be estimated to sorb  $\text{PO}_4\text{-P}$  for about 10 – 15 years at the loadings and reduction rates recorded during



preparation of the peat mining sites, and probably also at the production stage. The peat in an OFA has quite a low potential to retain  $\text{NH}_4\text{-N}$ , but as this is mobilized as a result of nitrification-denitrification reactions, it will not saturate the peat as rapidly as does  $\text{PO}_4\text{-P}$ . The actual service life of an OFA is largely determined by the efficiency with which use is made of the peat in the area, which can be influenced by appropriate planning and construction measures. To achieve good purification results, it is essential that no changes are made to the flow of water through the area.

The service life of an OFA may also be affected by its retention of suspended solids and humic substances. The gradual accumulation of sludge on the peat surface may detract from the contact between the water and the peat, and thus lead to poor purification results. No symptoms of this have yet been seen in the northern OFA at Kompsasuo, which has been in use for six years, but the Kompsasuo peat mining site was mainly at the preparation stage when this work was carried out. The situation in this respect may be different in areas which are already in full production, especially if the suspended matter loading is not restricted by the presence of a sedimentation basin above the OFA.

## KIRJALLISUUS

- Adamus, P.R. & Stockwell, L.T. 1983. A method for wetland functional assessment: Volume I. Critical review and evaluation concepts. U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service. FHWA Report IP-82-23.
- Aho, J. & Lehto, O. 1984. Effect of ionic strength on elution of aquatic humus in gel filtration chromatography. *Arch. Hydrobiol.*, vol. 101, p. 21-38.
- APHA 1971. Standard methods for the examination of water and waste water. 13th ed. APHA, New York, p. 160-162.
- Bache, B.W. & Williams, E.G. 1971. A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sci.*, vol. 22, p. 289-301.
- Balderston, W.L., Sherr, B. & Payne, W.J. 1976. Blockage by acetylene of nitrous oxide reduction in *Pseudomonas perfectomarinus*. *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 31, p. 504-508.
- Bartlett, M.S., Brown, L.C., Hanes, N.B. & Nickerson, N.H. 1979. Denitrification in freshwater wetland soil. *J. Environ. Qual.*, vol. 8, p. 460-464.
- Bastian, R.K. & Benforado, J. 1988. Water quality functions in wetlands: Natural and managed systems. Julk: Hook, D.D, McKee, W.H., Smith, H.K., Gregory, J., Burrell, V.G., DeVoe, M.R., Sojka, R.E., Gilbert, S., Banks, R., Stolzy, L.H., Brooks, C., Matthews, T.D. & Shear, T.H. (eds.): The ecology and management of wetlands. Volume 1. Ecology of wetlands. Portland, Oregon, Timber Press. p. 87-97.
- Boyt, F. L., Bayley, S. E. & Zoltek, J. Jr. 1977. Removal of nutrients from treated municipal wastewater by wetland vegetation. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, vol. 49, p. 789-799.
- Bowden, W.B. 1986. Gaseous nitrogen emission from undisturbed terrestrial ecosystems: An assessment of their impacts on local and global nitrogen budgets. *Biogeochemistry*, vol. 2, p. 249-279.
- Bowden, W.B. 1987. The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. *Biogeochemistry*, vol 4, p. 313-348.
- Broadbent, F.E., Burge, W.D. & Nakashima, T. 1960. Factors influencing the reaction between ammonia and soil organic matter. Madison, Wisconsin. p. 509-516. Trans. 7th Intl. Congr. Soil Sci..

- Broadbent, F.E. & Clark, F.E. 1965. Denitrification. Juk: Bartholomew, W. & Clark, F.E. (eds.): Soil nitrogen. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy. p. 344-359.
- Brooks, J.L. & Zibilske, L.M. 1983. Fungi isolated from the Sphagnum peat wastewater treatment system. Juk: Fuchsman, C.H. & Spigarell, S.A. (eds.). Bemidji, Bemidji State University. p. 381-388. Proc. of the 1983 Int. Symp. on Peat Utilization, Bemidji, Minn. 10-13 Oct.
- Burke, W. 1975. Fertilizer and other chemical losses in drainage water from blanket bog. Ir. J. Agric. Res., vol. 14, p. 163-178.
- Chen, R.L., Keeney, D.R., Graetz, D.A. & Holding, A.J. 1972. Denitrification and nitrate reduction in lake sediments. J. Environ. Qual., vol 1, p. 158-162.
- Christensen, S., Simkins, S. & Tiedje, J.M. 1990. Spatial variation in denitrification: Dependency of activity centers on the soil environment. Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 54, p. 1608-1613.
- Clymo, R.S. 1983. Peat. Juk: Core, A.J.P. (ed.). Ecosystems of the world. 4a. Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. p. 159-224. New York, Elsevier Scientific Publishing Company.
- Coulson, J.C. & Butterfield, J. 1978. An investigation of the biotic factors determining the rates of decomposition on blanket bog. J. Ecol., vol. 66, p. 631-650.
- Crill, P.M., Bartlett, K.B., Harris, R.C., Gorham, E., Verry, E.S., Sebacher, D.I., Madzar, L. & Sanner, W. 1988. Methane flux from Minnesota peatlands. Global Biochem. Cycles, vol 2, p. 371-384.
- Damman, A.W.H. 1978. Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. Oikos, vol. 30, p. 480-495.
- Dickinson, C.H. 1983. Micro-organisms in peatlands. Juk: Core, A.J.P. (ed.). Ecosystems of the world. 4a. Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. New York, Elsevier Scientific Publishing Company. p. 159-224.
- Drew, M.C. & Sisworo, E.J. 1979. The development of waterlogging damage in young barley plants in relation to plant nutrient status and changes in soil properties. New Phytol., vol. 82, p. 301-314.
- Dubuc, Y., Janneteau, R., Labonte, C., Roy, C. & Briere, F. 1986. Domestic wastewater treatment by peatlands in a northern climate: A water quality study. Water Res. Bul., vol 22, p. 297-303.
- Engler, R.M. & Patrick, W.H. 1974. Nitrate removal from floodwater overlying flooded soils and sediments. J. Environ. Qual., vol. 3, p. 409-413.
- Eurola, S., Bendiksen, K. & Rönkä, A. 1990. Suokasviopas. Oulanka Reports, vol 9, p. 1-215.
- Eurola, S., Hicks, S. & Kaakinen, E. 1984. Key to Finnish mire types. Juk: Moore, P.D. (ed.): European mires. London, Academic Press. p. 11-117.
- Farnham, R.S. & Brown, J.L. 1972. Advanced wastewater treatment using organic and inorganic materials. Part I. Use of peat and peat-sand filtration media. Helsinki. p. 271-286. Proc. Int. Peat Congr., IV, 1972, 4.
- Farnham, R.S. 1974. Use of organic soils for wastewater filtration. Juk: Aandahl, A.R. (ed.): Histosols: Their characteristics, classification and use, Pub. No. 6. SSS A: Madison, Wisconsin, p. 111-118.

- Firestone, M.K. & Tiedje, J.M. 1979. Temporal change in nitrous oxide and dinitrogen from denitrification following onset of anaerobiosis. *Appl. Env. Microbiol.*, vol 38, p. 673-679.
- Fox, R.L. & Kamprath, E.J. 1971. Adsorption and leaching of P in acid organic soils and high organic matter sand. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, vol. 35, p. 154-156.
- Francko, D.A. & Heath, R.T. 1982. UV-sensitive complex phosphorus: Association with dissolved humic material and iron in a bog lake. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 13, p. 564-569.
- Gehrels, J. & Mulamootil, G. 1989. The transformation and export of phosphorus from wetlands. *Hydrological Processes*, vol. 3, p. 365-370.
- Ghassemi, M. & Christman, R.F. 1968. Properties of the yellow organic acids in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 13, p. 583-597.
- Giesy, J.P. & Briese, L.A. 1977. Metals associated with organic carbon extracted from Okefenokee swamp water. *Chem. Geol.*, vol. 20, p. 109-120.
- Gore, A.J.P. & Allen, S.E. 1956. Measurement of exchangeable and total cation content for  $H^+$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{++}$ ,  $Ca^{++}$  and iron in high level blanket peat. *Oikos*, vol. 7, p. 48-55.
- Groffman, P.M. & Tiedje, J.M. 1989. Denitrification in north temperate forest soils: spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biol. Biochem.*, vol. 21, p. 613-620.
- Guntenspergen, G., Kappel, W. & Stearns, F. 1980. Response of a bog to application of lagoon sewage: the Drummond Project - an operational trial. Duluth, Minnesota, U.S.A. p. 559-562. *Proc. 6th Int. Peat Congr.*, Aug. 1980.
- de Haan, H., Jones, R.I. & Salonen, K. 1987. Does ionic strength affect the configuration of aquatic humic substances, as indicated by gel filtration? *Freshwater Biol.*, vol. 17, p. 453-460.
- Halonen, O., Tulkki, H. & Derome, J. 1983. Nutrient analysis methods. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 121. Vantaa. 28 p.
- Hammer, D.E. & Kadlec, R.H. 1980. Ortho-phosphate adsorption of peat. Duluth. p. 563-569. *Proc. 6th Int. Peat Congr.*, Aug. 1980.
- Hartland-Rowe, R. & Wright, P.B. 1975. Effects of sewage effluent on a swampland stream. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, vol. 15, p. 1575-1583.
- Heikkinen, K. 1990a. Nature of dissolved organic matter in the drainage basin of a boreal humic river in northern Finland. *J. Environ. Qual.*, vol. 19, p. 649-657.
- Heikkinen, K. 1990b. Transport of organic and inorganic matter in river, brook and peat mining water in the drainage basin of the River Kiiminkijoki. *Aqua Fennica*, vol. 20, p. 143-155.
- Heikkinen, K. 1990c. Seasonal changes in iron transport and nature of dissolved organic matter in a humic river in northern Finland. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 15, p. 583-596.
- Heilman, P.E. 1968. Relationship of availability of phosphorus and cations to forest succession and bog formation in interior Alaska. *Ecology*, vol. 49, p. 331-336.
- Hemond, H.F. 1983. The nitrogen budget of Thoreau's bog. *Ecology*, vol. 64, p. 99-109.



- Holtan, H., Kamp-Nielsen, L. & Stuanes, A.O. 1988. Phosphorus in soil, water and sediment. An overview. *Hydrobiologia*, vol. 170, p. 19–34.
- Ihme, R., Heikkinen, K. & Lakso, E. 1991a. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas. Helsinki, National Board of Waters and Environment. p. 3–24. Publications of the Water and Environment Research Institute 9.
- Ihme, R., Heikkinen, K. & Lakso, E. 1991b. Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. English summary: Purifying runoff water from peat production areas by overland flow method. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 195 p. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 75.
- Ihme, R. 1994. Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. VTT:n julkaisuja. Väitöskirjan käsikirjoitus.
- International Organization for Standardization 1984. Water quality – determination of ammonium – Part 1: Manual spectrometric method. ISO-7150/1-84. 7 p.
- Isirimah, N.O. & Keeney, D.R. 1973. Nitrogen transformations in aerobic and waterlogged histosols. *Soil Sci.*, vol. 115, p. 123–129.
- Islam, A. & Islam, W. 1973. Chemistry of submerged soils and growth and yield of rice. I. Benefits from submergence. *Plant Soil*, vol. 39, p. 555–565.
- Jackson, T.A. & Schindler, D.V. 1975. The biochemistry of phosphorus in an experimental lake environment: Evidence for the formation of humic-metal-phosphate complexes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, vol. 19, p. 211–221.
- James, B.R., Rabenhorst, M.C. & Frigon, G.A. 1992. Phosphorus sorption by peat and sand amended with iron oxides or steel wool. *Water Environ. Res.*, vol. 64, p. 699–705.
- Jones, R.I., Salonen, K. & de Haan, H. 1988. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: Abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate. *Freshwater Biol.*, vol. 19, p. 357–369.
- Kadlec, R.H. (ed.) 1979. Wetland utilization for management of community wastewater, 1978 operations summary. Houghton Lake, Michigan. 103 p. Rep. to NSF-ASRA, pB 298303.
- Kadlec, R.H. & Hammer, D.E. 1988. Modelling nutrient behavior in wetlands. – *Ecological Modelling*, vol. 40, p. 37–66.
- Kadlec, R.H. & Kadlec, J.A. 1978. Wetlands and water quality. Julk: Greeson, P., Clark, J.R. & Clark, J.E. (eds.): *Wetland functions and values: the state of our understanding*. Minneapolis, Amer. Water Resources Assoc., p. 436–456.
- Kaila, A. 1959. Retention of phosphate by peat samples. *J. Sci. Agri. Soc. Finland*, vol. 31, p. 215–225.
- Kaila, A. 1972. Basic exchangeable cations in Finnish mineral soils. *J. Scient. Agric. Soc. Finl.*, vol. 44, p. 164–170.
- Karimo, K. 1966. Jäteveden biologisen käsittelyn perusteista. Jäteveden biologinen puhdistus, osa I. Helsinki, INSKO:n julkaisu 15–66.
- Klopatek, J.M. 1975. The role of emergent macrophytes in mineral cycling in a freshwater marsh. Julk: Howell, F.G., Gentry, J.B. & Smith, M.H. (eds.): *Mineral cycling in southeastern ecosystems*. p. 367–393. ERDA Symposium Series. CONF-740513.

- Klopatek, J.M. 1978. Nutrient dynamics of freshwater riverine marshes and the role of emergent macrophytes. Juk: Good, R.E., Whigham, D.F. & Simpson, R.L. (eds.): Freshwater wetlands. New York, Academic Press. p. 195-216.
- Koenings, J.P. & Hooper, F.F. 1976. The influence of colloidal organic matter on iron and iron-phosphorus cycling in an acid bog lake. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 21, p. 684-696.
- Kozlowski, T.T. & Pallardy, S.G. 1984. Effect of flooding on water, carbohydrate, and mineral relations. Juk: Kozlowski, T.T. (ed.): Flooding and plant growth. New York, Academic Press. p. 165-193.
- Lance, J.C. 1972. Nitrogen removal by soil mechanisms. *J. Water Poll. Contr. Fed.* July 1972.
- Larsen, J.E., Warren, G.F. & Langston, R. 1959. Effect of iron, aluminum and humic acid on phosphorus fixation by organic soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, vol 23, p. 438-440.
- Larsen, S. 1967. Soil phosphorus. Juk: Norman, A.G. (ed.): *Advances in Agronomy*, Vol. 19, p. 151-210.
- Lax, A., Roig, A. & Costa, F. 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil*, vol 94, p. 349-355.
- Levesque, M. & Schnitzer, M. 1967. Organo-metallic interactions in soils. 6. Preparation and properties of fulvic acid-metal phosphates. *Soil Sci.*, vol. 103, p. 183-190.
- Mahapatra, I.C. & Patrick, W.H., Jr. 1969. Inorganic phosphate transformation in waterlogged soils. *Soil. Sci.*, vol 107, p. 281-288.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J. 1993. Effect of lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature*, vol. 366, p. 51-53.
- Mason, C.F. & Bryant, R.J. 1975. Production, nutrient content and decomposition of Phragmites communis and Typha angustifolia. *J. Ecol.*, vol. 63, p. 71-96.
- McKee, W.H. Jr, Hook, D.D., De Bell, D.S. & Askew, J.L. 1984. Growth and nutrient status of loblolly pine seedlings in relation to flooding and phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 48, p. 1438-1442.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 1986. *Wetlands*. New York, Van Nostrand Reinhold Company. 539 p.
- Mortimer, C.H. 1971. Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lake - speculation of probable regulatory mechanisms. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 16, p. 387-404.
- Nichols, D.S. 1980. Nutrient removal from wastewater by wetlands. Duluth, Minnesota U.S.A.. p. 638-642. *Proc. 6th Int. Peat Congr.*, Aug. 1980.
- Nichols, D.S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Water Pollut. Control Fed. J.*, vol. 55, p. 495-505.
- Nichols, D.S. & Boelter, D.H. 1982. Treatment of secondary sewage effluent with a peat-sand filter bed. *J. Environ. Qual.*, vol. 11, p. 86-92.
- Parkin, T.B. 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 51, p. 1194-1199.
- Patrick, H.W. 1960. Nitrate reduction rate in a submerged soil as affected by redox potential. p. 494-500. *Transactions of the Seventh International Congress on Soil Science*, vol. 3.

- Patrick, W.H., Jr. & Khalid, R.A. 1974. Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science*, vol. 186, p. 53-55.
- Patrick, Jr., W.H. & Reddy, K.R. 1976. Nitrification-denitrification reactions in flooded soils and water bottoms: Dependence on oxygen supply and ammonium diffusion. *J. Environ. Qual.*, vol 5, p. 469-472.
- Pennanen, V. 1972. Humus fractions and their distribution in some lakes in Finland. *Julk: Povoledo, D. & Golterman, H.L. (eds.) Proc. Int. Meet. Humic Substances, Nieuwers-luis, the Netherlands. 29-31 May. Pudoc, Wageningen, the Netherlands. p. 207-215.*
- Pennanen, V. & Frisk, T. 1984. A statistical model for comparison of absorbance measurements with significant iron interference into organic carbon in a polyhumic lake. *Aqua Fennica*, vol. 14, p. 171-178.
- Pennanen, V., Kortelainen, P. & Mannio, J. 1986. Comparative study on the estimation of humic matter in natural waters. Helsinki, National Board of Waters and Environment. p. 80-87. Publications of the Water Research Institute 65.
- Ponnamperuma, F.M. 1972. The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.*, vol. 24, p. 29-96.
- Puustjärvi, V. 1953. Raudan saostuminen soissa. Summary: The precipitation of iron in peat soils. *Suo*, vol. 4, p. 5-12.
- Puustjärvi, V. 1956. On the cation exchange capacity of peats. *Acta Agric. Scand.*, vol. 6, p. 410-449.
- Puustjärvi, V. 1983. Peat as a plant nutrient medium. *Peat & Plant Yearbook 1983*, p. 23-37.
- Reddy, K.R., Patrick, W.H., Jr & Phillips, R.E. 1976. Ammonium diffusion as a factor in nitrogen loss from flooded soils. *Soil Sci. Am. J.*, vol. 40, p. 528-533.
- Reddy, K.R., Patrick, W.H., Jr & Phillips, R.E. 1978. The role of diffusion in determining the order and rate of denitrification in submerged soils. I. Experimental results. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 42, p. 268-272.
- Reddy, K.R., Sacco, P.D. & Graetz, D.A. 1980. Nitrate reduction in an organic soil-water system. *J. Environ. Qual.*, vol. 9, p. 283-288.
- Richardson, C.J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, vol. 228, p. 1424-1427.
- Richardson, C.J. & Nichols, D.S. 1985. Ecological analysis of wastewater management criteria. - *Julk: Godfrey, P.J., Kaynor, E.R., Pelczarski, S. & Benforado, J. (eds.): Ecological considerations in wetland treatment of municipal wastewater. New York, Van Nostrand Reinhold Company. p. 350-388.*
- Richardson, C.J., Tilton, D.L., Kadlec, J.A., Chamie, M. & Wentz, W.A. 1978. Nutrient dynamics of northern wetland ecosystems. *Julk: Good, R.E., Whigham, D.F. & Simpson, R.L. (eds.): Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential. New York, Academic Press, p. 217-241.*
- Rock, C.A., Brooks, J.L., Bradeen, S.A. & Struchtmeyer, R.A. 1984. The use of peat for onsite wastewater treatment. I. Laboratory evaluation. *J. Environ. Qual.*, vol. 13, p. 518-523.
- Rudolph, H. & Voigt, J.U. 1986. Effects of  $\text{NH}_4^+$ -N and  $\text{NO}_3^-$ -N on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. *Physiol. Plant.*, vol. 66, p. 339-343.
- Sallantausta, T. 1984. Quality of runoff water from Finnish fuel peat mining areas. *Aqua Fennica*, vol. 14, p. 223-233.

- Sallantaus, T. 1988. Water quality of peatlands and mans influence on it. Keynote speech. Helsinki, the Academy of Finland. The Publications of the Academy of Finland, vol. 5, p. 80-98. Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold regions, Joensuu, Finland 6-8 June 1988.
- Salonen, K. 1979. A versatile method for the rapid and accurate determination of carbon by high temperature combustion. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 24, p. 177-183.
- Sapek, B., Chruski, T. & Sapek, A. 1984. Distribution and translocation of mineral elements in peat profiles of the Wizna bog. The Proceedings of the 7th International Peat Congress, Dublin, vol. 4.
- Schat, H. 1984. A comparative ecophysiological study on the effects of waterlogging and submergence on dune slack plants: growth, survival and mineral nutrition in sand culture experiments. *Oecologia (Berl.)*, vol. 62, p. 279-286.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. 1976. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 9. Stuttgart, Aufl. Ferdinand Enke Verlag.
- Shapiro, J. 1964. Effect of yellow organic acids on iron and other metals in water. *J. Am. Water Works Assoc.*, vol. 56, p. 1062-1082.
- Sikora, L.J. & Keeney, D.R. 1983. Further aspects of soil chemistry under anaerobic conditions. - Julk: Core, A.J.P. (ed.): *Ecosystems of the world 4a. Mires: Swamp, bog, fen and moor*. Amsterdam, Oxford, New York, Elsevier Scientific Publishing Company. p. 247-256.
- Silvola, J. 1988. Ojituksen ja lannoituksen vaikutus turpeen hiilen vapautumiseen ja ravinteiden mineralisoitumiseen. Summary: Effect of drainage and fertilization on carbon output and nutrient mineralization of peat. *Suo*, vol. 39, p. 27-37.
- Sinha, M.K. 1971. Organic-metallic phosphates. I. Interactions of phosphorus compounds with humic substances. *Pl. Soil.*, vol. 35, p. 471-484.
- Sjörs, H. 1991. Phyto- and necromass above and below ground in a fen. *Holarctic Ecology*, vol 14, p. 208-218.
- Sloey, W.E., Spangler, F.L. & Fetter, C.W. 1978. Management of freshwater wetlands for nutrient assimilation. Julk: Good, R.E., Whigman, D.F. & Simpson, R.L. (eds.). *Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential*. New York, Academic Press. 378 p.
- Spangler, F.L., Fetter, C.W. & Sloey, W.E. 1977. Phosphorus accumulation-discharge cycles in marshes. *Water Res. Bull.*, vol. 13, p. 1191-1201.
- Spangler, F.L., Sloey, W.E. & Fetter, Jr., C.W. 1976. Experimental use of emergent vegetation for the biological treatment of municipal wastewater in Wisconsin. Julk: Tourbier, J. & Pierson, R.W., Jr. eds.): *Biological control of water pollution*, University of Pennsylvania Press. p. 161-171.
- Stanlick, H.T. 1976. Treatment of secondary effluent using a peat bed. Julk: Tilton, D.L., Kadlec, R.H. & Richardson, C.J. (eds.): *Freshwater wetlands and sewage effluent disposal*. Michigan, The University of Michigan, Ann Arbor. p. 257-268.
- Stewart, K.K. & Ornes, W.H. 1975. Assessing a marsh environment for wastewater renovation. *J. Water Pollut. Cont. Fed.*, vol. 47, p. 1880-1891.
- Struve, S. & Kjoller, A. 1990. Seasonality of denitrification in water-logged alder stands. *Plant and Soil*, vol. 128, p. 109-113.

- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1970. Aquatic chemistry. New York, John Wiley & Sohns.
- Surakka, S. & Kämppe, A. 1971. Jätevesien suohon imeytyksestä. Summary: Infiltration of waste water into peat soil. Suo, vol. 22, p. 51-58.
- Swift, R.S. & Posner, A.M. 1971. Gel chromatography of humic acid. J. Soil Sci., vol. 22, p. 237-249.
- Syers, J.K., Harris, R.F. & Armstrong, D.E. 1973. Phosphate chemistry in lake sediments. J. Environ. Qual., vol. 2, p. 1-14.
- Säbo, S. 1969. On the mechanism behind the effect of freezing and thawing on dissolved phosphorus in Sphagnum fuscum peat. Medl. Nor. Landbrukshogsk., vol 48, p. 1-10.
- Söchtig, H. 1972. Gel chromatography as a method for characterization of humic systems. Julk: Povoledo, D. and Golterman, H.L. (ed.) Proc. Int. Meet. Humic Substances, Nieuwersluis, the Netherlands. 29-31 May. Pudoc, Wageningen, the Netherlands, p. 321-335.
- Takai, Y. & Kamura, E. 1966. The mechanism of reduction in waterlogged peaty soil. Folia Microbiol., vol. 11, p. 304-313.
- Takkar, P.N. 1969. Effects of organic matter on soil iron and manganese. Soil Sci., vol. 108, p. 108-112.
- Thurman, E.M. 1985. Developments in biogeochemistry. Organic geochemistry of natural waters. Boston, MA, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers. 497 p.
- Tiedje, J.M., Sexstone, A.J., Parkin, T.B., Revsbeck, N.P. & Shelton, D.R. 1984. Anaerobic processes in soil. Plant Soil, vol. 76, p. 197-212.
- Tiedje, J.M., Simkins, S. & Groffman, P.M. 1989. Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. Plant Soil, vol. 115, p. 261-284.
- Tilton, D.L. & Kadlec, R.H. 1979. The utilization of a freshwater wetland for nutrient removal from secondary treated waste water effluent. J. Environ. Qual., vol. 8, p. 328-334.
- Tyler, G. 1972. Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. Ambio, vol. 1, p. 52-59.
- Urban, N.R., Eisenreich, S.J. & Bayley, S.E. 1988. The relative importance of denitrification and nitrate assimilation in midcontinental bogs. Limnol. Oceanogr., vol 33, p. 1611-1617.
- Vesihallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Helsinki, Vesihallitus. 241 p. Tiedotus 278.
- Westman, C.J. 1974. Urealannoituksen vaikutus metsämaan kasveille käyttökelpoiseen typpimäärään. Summary: Effect of urea application on plantavailable nitrogen in forest soil. Silva Fennica, vol. 8, p. 128-134.
- Westman, C.J. 1981. Fertility of surface peat in relation to the site type and potential stand growth. Acta For. Fenn. 172. 77 p.
- Wetzel, R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Verh. Int. Ver. Limnol., vol. 24, p. 6-10
- Virtanen, K. 1988. Turpeen rautasaostumat Oulun eteläpuolisilla alueilla. Espoo, VTT, p. 108-125. VTT-symposium 85. Suo ja turve.

- Yoshinari, T., Hynes, R. & Knowles, R. 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biol. Biochem.*, vol. 9, p. 177-183.
- Yoshinari, T. & Knowles, R. 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, vol. 69, p. 705-710.
- Zak, D.R. & Grigal, D.E. 1991. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in upland and wetland ecosystems. *Oecologia*, vol. 88, p. 189-196.



## VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA - sarja A

83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.
84. Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvässä. Helsinki 1992.
85. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri: Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. Helsinki 1991.
86. Roila, Tuija: Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 - 1989.  
Roos, Jaana: Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvissä vuosien 1937 - 48 ja 1988 välillä. Helsinki 1992.
87. Ollikainen, Minna: Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin piilevien ilmentämänä. Helsinki 1992.
88. Lepistö, Liisa: Planktonlevien aiheuttamat haitat. Helsinki 1992.
89. Rantakangas, Jorma: Perkauksen aiheuttaman kiintoainevirtaaman ennakointi. Helsinki 1992.
90. Kaijalainen, Erkki (toim.): Sonkajärven reitin vesien käytön yleissuunnitelma. Helsinki 1992.
91. Salo, Simo: The fate of chemicals spilled on water. A literature review of physical and chemical processes. Helsinki 1992.
92. Mäkirinta, Urho & Tolonen, Pasi: Vaalan Järvikylän järvien kasvillisuus järvien tilan kuvaajana. Helsinki 1992.
93. Mäkirinta, Urho: Muutoksia Alavetelin Isojärven kasvillisuudessa 1973 - 1981. Helsinki 1992.
94. Nakari, Tarja: Porvoon edustan merialueen meriveden vaikutuksista sumpputettujen ja luonnonkalojen elintoimintoihin. Helsinki 1992.
95. Torpström, Heikki & Lappalainen, Matti: Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia. Helsinki 1992.
96. Salonen, Seija; Frisk, Tom; Kärmeniemi, Tellervo; Niemi, Jorma; Pitkänen, Heikki; Silvo, Kimmo & Vuoristo, Heidi: Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Helsinki 1992.
97. Assmuth, Timo; Strandberg, Tapio; Joutti, Anneli & Kalevi, Kirsti: Kemiallisesti saastuneiden maa-alueiden tutkimusmenetelmät. Helsinki 1992.
98. Kivimäki, Anna-Liisa: Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Helsinki 1992.
99. Tanninen, Risto: Arvot ja asenteet Pyhäjoen vesiensuojelusuunnittelussa. Helsinki 1992.
100. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitin vene- ja retkisatamasuunnitelma. Helsinki 1992.
101. Eloheimo, Karri: Veneily ja sen ympäristövaikutukset. Helsinki 1992.
102. Sytyke 16. Sannholm, Gun & Söderström, Mirja: Entsyymikäsittelyn merkitys sulfaattimassan valkaisuissa. Helsinki 1992.
103. Sytyke 9. Raitio, Laura: Siistausprosessin ympäristökuormitus. Helsinki 1992.
104. Sytyke 17. Jantunen, Esko: Jätevesipäästötön paperitehdas. Helsinki 1992.
105. Sytyke 10. Lehtinen, K.-J. & Tana: Effects in mesocosms exposed to effluents from bleached hardwood kraft pulp mill. Helsinki 1992.
106. Hudd, Richard; Toivonen, Anna-Liisa & Wistbacka Ralf: Malax å fiskeriutredning. Helsinki 1992.
107. Rontu, Mika: Pohjaveden alkalointi kalkkikivisuodatuksella. Helsinki 1992.
108. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitti - Kansallisvesi. Helsinki 1992.
109. Sytyke 11. Juntila, Vesa: Sellutehtaan ympäristökuormitusten pienentäminen ja hallinta uudella tehdaslayoutilla. Helsinki 1992.
110. Sytyke 20. Kara, Mikko: Natrium- ja rikkitaseen säätömahdollisuuksia suomalaisessa sellutehtaassa. Helsinki 1992.
111. Kauppi, Marja: Repoveden alueen vesistöjen perusselvitys. Helsinki 1992.
112. Lindholm, Tapio (toim.): Sukkessiotutkimusten tuloksia Suomen ja SNTL:n luonnonsuojelualueilta. Helsinki 1992.
113. Sytyke 2. Hatakka, Annele; Valo, Marjatta & Lankinen, Pauliina: Puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittely valkolahosienillä ja niiden entsyymeillä. Helsinki 1992.
114. Sytyke 19. Krogerus, Märten & Hynninen, Pertti: Sellu- ja paperiteollisuuden päästöjen käsittelyvaihtoehdot ja kustannukset. Helsinki 1992.
115. Hyvärinen, Pekka; Salojärvi, Kalervo; Pushkin, Sergei & Ahonen, Mikko: Kalojen vaellus Oulujärvestä Oulujokeen. Helsinki 1992.
116. Ettala, Matti & Koskela, Juhani: Kloorifenolipitoisten pohjavesien käsittely aktiivihiihluodatuksella ja aktiivilietemenetelmällä. Helsinki 1992.



117. Sytyke 6. Myrreen, Bertel: Suomen metsäteollisuuden tila vuonna 1995. Helsinki 1992.
118. Lyly, Olavi: Torjunta-aineiden käytön kannattavuus ja ympäristöhaittojen vähentäminen. Helsinki 1992.
119. Sytyke 21. Laxén, Torolf: Organosolvkeittot. Helsinki 1992.
120. Sytyke 4. Pere, J; Thun, R; Alén, R; Kyllönen, H & Viikari, L: Metsäteollisuuden jäteliitteet. Helsinki 1992.
121. Vesihuoltolaitokset 31.12.1990. Helsinki 1992.
122. Sytyke 14. Siitonen, Heikki; Wartiovaara, Jyrki & Kasanen, Pirkko: Sellu- ja paperitehdas-integraatin ympäristönsuojelutoimien hyötyjen ja haittojen arviointi - casetutkimus. Helsinki 1992.
123. Sytyke 22. Malinen, Raimo: Skenaarioanalyysi massan valmistuksen kehitysvaihtoehdoista. Helsinki 1992.
124. Sytyke 22A. Vasara, Petri: Skenaarioiden tuottaminen ja analyysi massanvalmistukselle Suomessa 1995 - 2010. Helsinki 1992.
125. Törrtö, Heli; Kaakinen, Eero & Alasaarela, Erkki: Ympäristövaikutusten arviointi aluehallinnossa - esimerkkinä Oulun lääni. Helsinki 1992.
126. Ekholm, Matti: Suomen vesistöalueet. Helsinki 1992.
127. Aura, Erkki; Puustinen, Markku; Virtanen, Seija; Mikkola, Hannu; Luoma, Tarmo & Peltomaa, Rauno: Salaoitusmenetelmien vertailu Zaitsevon kenttäkokeessa. Helsinki 1992.
128. Sytyke 15. Puustinen, Jukka: Ravinteiden käytön optimointi metsäteollisuuden aktiivilietelaitoksissa.  
Sytyke 3. Lammi, Reino & Pakarinen, Kauko: Typpiravinnelisäyksen vaikutus sellutehtaan aktiivilietelaitoksen toimintaan. Helsinki 1993.
129. Seppälä, Jyri: Ympäristöriskianalyysi teollisuudessa. Helsinki 1992.
130. Sytyke 18. Pihlaja, Kalevi (koordinaattori): Valkaistua sulfaattisellua valmistavan tehtaan jätevesien orgaanisen aineen hajoaminen ja ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
131. Lax, Hans-Göran; Koskenniemi, Esa; Sevola, Pertti & Bagge, Pauli: Tenojoen pohjaeläimistö ympäristön laadun kuvaajana. Helsinki 1993.
132. Sytyke 12. Kauppinen, Jyrki: Metsäteollisuuden hajuaineiden analytiikka ja seuranta. Helsinki 1993.  
Sytyke 5. Välttilä, Olli: Biolietteen poltto.
133. Sytyke 10A. Lehtinen, K-J: Ecological impact of pulp mill effluents. Helsinki 1993.
134. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Operatiivinen ajalehtimis- ja kulkeutumismalli merialueille.
135. Nystén, Taina: Kärkölän likaantuneen pohjavesialueen geologia ja matemaattinen mallintaminen. Helsinki 1993.
136. Vesihuoltolaitokset 1991. Helsinki 1993.
137. Ullvén, Johanna: Simpukoiden soveltuvuudesta kloorifenolien tutkimiseen murtovedessä. Helsinki 1993.
138. Peura, Pekka: Happamoituminen Merenkurkun pienissä järvissä.  
Peura, Pekka: Försuming av småsjöarna i Norra Kvarken. Helsinki 1993
139. Huttunen, Leena & Soveri, Jouko: Luonnontilaisen roudan alueellinen ja ajallinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1993.
140. Kaatra, Kai & Marttunen, Mika (toim.): Oulujoen vesistön säännöstelyjen kehittämisselvitykset. Helsinki 1993.
141. Suomela, Tapani: Tuusulan kunnan Hyrylän pohjavesialueen suojelusuunnitelma. Helsinki 1993.
142. Kauppi, Lea (toim.): Itäisen Suomenlahden lintukuolemat keväällä 1992. Helsinki 1993.
143. Lahti, Kirsti; Lepistö, Liisa; Niemi, Jorma & Färdig, Michael: Eri vesilaitosten tehokkuus levien ja erityisesti syanobakteerien poistossa. Helsinki 1993.
144. Koskimies, Pertti: Population sizes and recent trends of breeding birds in the nordic countries. Helsinki 1993.
145. Alasaarela, Erkki; Hellsten, Seppo; Keränen, Reijo; Kurtti, Terttu & Riihimäki, Juha: Säännöstelyjen järvien rantojen kunnostuksen ja hoidon periaatteet - esimerkkinä Oulujoen vesistö. Helsinki 1993.
146. Korkka-Niemi, Kirsti; Sipilä, Annika; Hatva, Tuomo; Hiisvirta, Leena; Lahti, Kirsti & Alftan, Georg: Valtakunnallinen kaivovesitutkimus. Helsinki 1993.
147. Ruonala, Seppo (toim.): SYTYKE-ohjelman projektien yhteenvedot. Helsinki 1993.
148. Ruonala, Seppo (red.): Sammandrag av projekten i programmet SYTYKE. Helsinki 1993.
149. Ruonala, Seppo (ed.): Summaries of SYTYKE-projects. Helsinki 1993.

150. Niinioja, Riitta: Lietelannan levitys ja ravinteiden huuhtoutuminen. Helsinki 1993.
151. Hynninen, Pekka (toim.): Pyhäjoen vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
152. Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Karjalan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1993.
153. Rathmayer, Hans & Juvankoski, Markku: Tiivistemattoina käytettävät geomembraanit - toiminta-vaatimukset ja materiaalinvalintakriteerit. Helsinki 1993.
154. Vertanen, Suvi: Elinkaarianalyysi ja pakkaukset. Helsinki 1993.
155. Ahtela, Irmeli: Porvoon edustan merialueen tila vuosina 1985 - 1991. Helsinki 1993.
156. Mroueh, Ulla-Maija: Orgaanisten liuotteiden käyttö Suomessa. Helsinki 1993.
157. Hudd, Richard; Leskelä, Ari & Kjellman, Jakob: Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset vuosina 1980 - 1990. Helsinki 1993.
158. Hottola, Petri : Lintuvesiohjelma puntarissa - Linnustوسelvitys Pohjois- Karjalan lintujärvillä. Helsinki 1993.
159. Luther, Annika: Muurahaiset ympäristön seurannassa. Kirjallisuusselvitys. Helsinki 1993.
160. Haatainen, Susanna; Hammar, Taina; Huovila, Juhani; Lahti, Erkki; Oksman, Heikki; Punju, Pirjo & Taipainen, Irmeli: Hyalotheca dissiliens -koristelevän runsastumisen syistä Rautalammin reitillä. Helsinki 1993.
161. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Kiskonjoen luonnontaloudellinen kehittämissuunnitelma. Helsinki 1993.
162. Porvari, Petri; Verta, Matti: Elohopea ympäristössä ja tekoaltaissa - kirjallisuuskatsaus ja arvio Vuotoksen tekoaltaan hauen elohopeapitoisuuden kehittymisestä. Helsinki 1993.
163. Grönroos, Juha: Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Vähentämismenetelmien arviointitutkimus. Helsinki 1993.
164. Heikkinen, Onni (toim.): Oulujärven vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
165. Reuna, Marja, Perälä, Jaakko ja Aitamurto, Seppo: Lumen aluevesiarvoja Suomessa vuosina 1946 - 1993. Helsinki 1993.
166. Madekivi, Olli: Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
167. Shuibo, Pan (ed.) & Loukola, Erkki (ed.): Chinese-Finnish cooperative research work on dam break hydrodynamics. Helsinki 1993.
168. Vesihuoltolaitokset 1992. Helsinki 1993.
169. Virkanen, Juhani; Heikkilä, Raimo; Lindholm, Tapio: Kerrossammalten (*Hylocomium splendens*) raskasmetallipitoisuudet Kuhmossa 1989. Helsinki 1994.
170. Vuori, Kari-Matti: Hydropsychidae-heimon vesiperhostoukat ympäristökuormituksen mittareina virtaavissa vesissä. Helsinki 1993.
171. Keränen, Saara & Kokko Aira: Pesojärven yhdenntetyn seurannan alueen kasvillisuus vuosina 1989 ja 1990. Helsinki 1993.
172. Kärkkäinen, Sirpa: Kolin alueen lehdot. Helsinki 1994.
173. Marttunen, Mika & Hiedanpää, Juha: Etutahojen suhtautuminen Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen tulvasuojeluun. Helsinki 1994.
174. Krogerus, Kirsti & Bilaltdin, Ämer: Kyrösjärven, Parkanonjärven ja Jämijärven vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1994.
175. Rutanen, Ilpo: Etelä-Suomen vanhojen metsien kovakuoriaiset I. Helsinki 1994.
176. Rönkkömäki, Mauno: Hydrologisten mallien käyttö turvetuotantoalueiden vesiensuojelutekniikan kehittämisessä. Helsinki 1994.
177. Lindholm, Tapio & Airaksinen, Outi (toim.): Talaskankaan metsä- ja suoalueen luonnonsuojeluinventoinnit. Helsinki 1994.
178. Dahlbo, Helena: Kiinteän yhdyskuntajätteen metallivirrat – tutkimuksen kokeellinen osa ja yhteen-veto. Helsinki 1994.
179. Sandman, Olavi; Kauppi, Lea & Tossavainen, Tarmo: Metsäojitusten ja -lannoitusten aiheuttamien ravinnehuuhtoutumien pidätyminen järvikerrostumiin.  
Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Metsätalouden pitkäaikaiset vaikutukset suurissa järvissä, Kuhmon Änättijärven ja Lentuan sedimenttitutkimus. Helsinki 1994.
180. Lapin vesi- ja ympäristöpiiri: Lapin vesistöt ja ympäristö 1990-luvulla. Lapin vesien käytön, hoidon ja suojelun kehittämissuunnitelma. Helsinki 1994.
181. Malve, Olli; Ekholm, Petri; Kirkkala, Teija; Huttula, Timo & Krogerus, Kirsti: Säkylän Pyhäjärven virtaukset, ravinnekuormitus ja rehevyystaso. Helsinki 1994.

182. Kaila-Kangas, Leena; Kangas, Risto & Piirainen, Helena: Ympäristöasennebarometri. Helsinki 1994.
183. Vertanen, Päiviö & Viitasaari, Sauli: Nahanvalmistuksen jätehuolto ja jätevesien käsittely. Helsinki 1994.
184. Repo, Maire & Hämäläinen, Maria-Leena (toim.): Teollisuuden vesitilasto 1992. Helsinki 1994.
185. Valovirta, Ilmari & Heino, Mikko: Maanilviäiset ympäristön tilan seurannassa. Helsinki 1994.
186. Jämsen, Minna: Tekojärvien ja padottujen jokisuvantojen vaikutus Kalajoen veden laatuun. Helsinki 1994.
187. Kemikaaliohjelmatyöryhmä: Kemikaalien aiheuttamien ympäristöriskien hallinta. Vesi- ja ympäristöhallituksen toimintaohjelma. Helsinki 1994.
188. Paula Mononen & Peter Lozovik (toim.): Acidification of inland waters. Helsinki 1994.
189. Matti Verta (toim.): Happikemikaalien käyttöön perustuvan massanvalkaisun ympäristövaikutuksia. Helsinki 1994.
190. Pertti Manninen, Jarmo Kivinen & Markku Julkunen: Hyalotheca dissiliens -koristelevän aiheuttama pyydysten limoittuminen ja levän esiintyminen Mikkelin läänissä. Helsinki 1994.
191. Mikko Sulkakoski: Humukseen sitoutuneen raudan poisto pohjavedestä biosuodatuksella. Helsinki 1994.
192. Vesihuoltolaitokset 1993. Helsinki 1994.



**O**ikein suunnitellun ja toteutetun pintavalutuskentän avulla turvetuotannon valumavesistä voidaan poistaa verraten tehokkaasti ravinteita ja orgaanisia aineita. Pintavalutuksen käyttö turvetuotannon valumavesien käsittelyssä onkin yleistynyt.

**T**ämä julkaisu antaa tietoa niistä kemiallisista ja biologisista prosesseista, jotka johtavat typen ja fosforin sekä orgaanisten aineiden pidättymiseen pintavalutuskentällä. Lisäksi pohditaan sitä, miten pidättymiseen vaikuttavat tekijät tulee ottaa huomioon kenttien suunnittelussa, toteutuksessa, käytössä ja hoidossa.